

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
ENGENHARIA AMBIENTAL

ANA JULIA FONSECA DA LUZ GIACOMETTI LEMES

O Estado da Arte da Atenuação Natural Monitorada no Estado de São Paulo

Santos, 2021

Ficha catalográfica elaborada por sistema automatizado
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

L552e Lemes, Ana Julia.
O Estado da Arte da Atenuação Natural Monitorada
no Estado de São Paulo. / Ana Julia Lemes;
Orientador Ronaldo Torres; Coorientador Sidney
Fernandes. -- Santos, 2021.
113 p. ; 30cm

TCC (Graduação - Engenharia Ambiental) --
Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo,
2021.

1. Remediação de áreas contaminadas. 2. Atenuação
natural monitorada. 3. Solos contaminados. 4.
Gerenciamento de áreas contaminadas. I. Torres,
Ronaldo, Orient. II. Título.

CDD 628

Ana Julia Fonseca da Luz Giacometti Lemes

O Estado da Arte da Atenuação Natural Monitorada no Estado de São Paulo

Trabalho de Conclusão de Curso
submetido à Universidade Federal
de São Paulo como parte dos
requisitos necessários para
obtenção do Grau em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo José Torres

Coorientador: Prof. Dr. Sidney Fernandes

Santos, 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por terem me dado a vida e me acalmado em tantos momentos difíceis ao longo desta caminhada. Compartilho com vocês esta conquista e todas que virão.

Agradeço a minha companheira Carla, por ter sido acalento, incentivo, segurança e paz. Todas as vezes que pensei em desistir você me ajudou a seguir. Todas as vezes em que tudo era turbulento, você era tranquilidade. Obrigada.

Agradeço a todos os meus amigos (não dá para citar todos porque está um pouco em cima da hora) vocês me ensinaram sobre mim, sobre o coletivo e sobre cachaça. Vocês me ensinaram que juntos podemos ir mais longe.

Obrigada a todos os colegas da Arcadis, especialmente Nassar, Willem, Maria e Diego, vocês me ouviram sem perder a paciência, vocês trouxeram contribuições importantes, não só para o trabalho em si, mas para mim.

Obrigada ao Felipe, que mais uma vez me salvou com as tabelas.

Obrigada ao meu orientador e coorientador, que me ajudaram a não desistir, mesmo diante de todas as adversidades que esta pandemia nos trouxe. Obrigada por terem seguido comigo.

Obrigada a todos que ajudaram de uma forma ou outra. Se você estiver lendo isso, obrigada. Eu espero que você se sinta tão realizado quanto eu agora.

RESUMO

O uso de processos de atenuação natural monitorada - MNA para remediação de áreas contaminadas tem ganhado cada vez mais atenção no Brasil e a necessidade de um levantamento de informações existentes sobre a técnica, incluindo relatos sobre a experiência e estudos de caso, também tem soado cada vez mais alto. Este estudo se concentrou na aplicação do MNA no Estado de São Paulo. Primeiro foram demonstrados os parâmetros e orientações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB necessários para tomada de decisão, com foco em três linhas de evidência. Em segundo lugar foram analisados dados oriundos do banco de dados da CETESB, para obter um panorama do uso da técnica no Estado de São Paulo. Em terceiro lugar, foram entrevistados 57 trabalhadores da área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas – GAC do Estado de São Paulo, para identificar as principais dificuldades e o conhecimento da técnica. Por fim, são apresentados dois estudos de caso, o primeiro de uma área contaminada por Solventes Clorados e o segundo de uma área contaminada por Compostos orgânicos voláteis (VOC) e Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH). Os resultados demonstram que do total de Áreas em Processo de Remediação no Estado até o ano 2019, 8% utilizam MNA, sendo a maioria áreas contaminadas por armazenamento de combustível provenientes de Postos de Combustíveis. Algumas das informações fornecidas pelos trabalhadores da área de GAC não correspondem ao que consta no banco de dados da CETESB, evidenciando que o compartilhamento de informações e experiências é necessário para conhecimento e aplicação correta da técnica. Por fim, os estudos de caso mostram que na prática, a análise de duas linhas de evidência é suficiente para tomada de decisão acerca da viabilidade do uso da atenuação natural monitorada.

Palavras-chave: Remediação de áreas contaminadas, atenuação natural monitorada, solos contaminados, gerenciamento de áreas contaminadas.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 10 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 12 |
| 2.1 Atenuação Natural Monitorada - MNA | 12 |
| 2.2 Modelo Conceitual | 13 |
| 2.3 Parâmetros atuantes no armazenamento das águas subterrâneas | 15 |
| 2.3.1 Medição do nível de água, Carga hidráulica, gradiente hidráulico e Mapa potenciométrico. | 16 |
| 2.3.2 Porosidade (η), Porosidade efetiva (η_e), Coeficiente de armazenamento (S), Condutividade hidráulica (K), Transmissividade (T). | 18 |
| 2.3.3 Cálculo linear da velocidade do fluxo de água subterrânea | 24 |
| 2.3.4 Avaliação dos teores de carbono orgânico total (TOC) | 25 |
| 2.3.5 Coeficiente de retardo | 26 |
| 2.4 Propriedades físico-químicas dos contaminantes | 27 |
| 2.4.1 Advecção | 28 |
| 2.4.2 Dispersão ou Dispersão Hidrodinâmica | 29 |
| 2.4.3 Sorção | 30 |
| 2.4.4 Decaimento de primeira ordem (taxa de degradação) | 31 |
| 2.4.5 Biodegradação | 32 |
| 2.5 Linhas de Evidência | 39 |
| 2.5.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse. | 39 |
| 2.5.1.1 Taxa de atenuação k | 40 |
| 2.5.1.2 Cálculo de fluxo de massa histórico | 40 |
| 2.5.1.3 Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) | 41 |
| 2.5.2 Linha de Evidência 2: Condição geoquímica do aquífero | 41 |
| 2.5.2.1 Capacidade de biodegradação intrínseca | 42 |
| 2.5.3 Terceira Linha de evidência: análise microbiológica | 44 |
| 3. MÉTODOS EMPREGADOS, RESULTADOS E DISCUSSÃO | 45 |
| 3.1 Análise de dados do MNA no Estado de São Paulo | 45 |
| 3.1.1 Análise dos dados | 46 |
| 3.2 As impressões de trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas contaminadas acerca do MNA. | 57 |
| 3.3 ESTUDO DE CASO 1 | 65 |
| 3.3.1 Caracterização geral do local contaminado | 66 |
| 3.3.2 Avaliação de MNA | 67 |

| | |
|--|-----|
| 3.3.2.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse | 68 |
| 3.3.2.2 Linha de evidência 2: condição geoquímica da água subterrânea | 86 |
| 3.3.2.3 Considerações finais CASO 1 | 89 |
| 3.4 ESTUDO DE CASO 2 | 90 |
| 3.4.1 Caracterização geral do local contaminado | 90 |
| 3.4.2 Avaliação do MNA | 91 |
| 3.4.2.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse | 92 |
| 3.4.2.2 Linha de evidência 2: condição geoquímica da água subterrânea | 97 |
| 3.4.2.3 Considerações finais CASO 2 | 101 |
| 4. CONCLUSÃO | 102 |
| 5. BIBLIOGRAFIA | 103 |
| ANEXOS | 106 |

TABELAS

| | |
|---|-------------------------------------|
| Tabela 1. Revisão de dados disponíveis no site e desenvolvimento de Modelo Conceitual | 14 |
| Tabela 2. Valores aceitos na literatura para porosidade total e porosidade efetiva..... | 21 |
| Tabela 3. Valores adotados para condutividade hidráulica. | 23 |
| Tabela 4. Valores de TOC aceitos pela literatura. | 26 |
| Tabela 5. Tipos de ensaios de permeabilidade..... | Error! Bookmark not defined. |
| Tabela 6. Softwares/modelos de Fluxos de água subterrânea. | Error! Bookmark not defined. |
| Tabela 7. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) | 41 |
| Tabela 8. Massa aproximada de Aceptores de Elétrons consumida ou produzida por massa de hidrocarbonetos. | 43 |
| Tabela 9. Distribuição das variáveis Técnica de remediação associadas ao MNA..... | 47 |
| Tabela 10. Distribuição da variável Medida de remediação segundo o Tipo de atividade. | 49 |
| Tabela 11. Distribuição das variáveis Fonte de contaminação. | 50 |
| Tabela 12. Distribuição da variável Fonte de contaminação segundo o Tipo de atividade. | 52 |
| Tabela 13. Distribuição da variável Meios impactados segundo o Tipo de atividade. | 53 |
| Tabela 14. Distribuição das variáveis Contaminantes. | 55 |
| Tabela 15. Distribuição da variável Contaminantes segundo o Tipo de atividade. | 56 |
| Tabela 16. Função/Cargo exercido pelos entrevistados. | 58 |
| Tabela 17. Dados de distância e concentração ao longo do corte 1-1' | 78 |
| Tabela 18. Dados de distância e concentração ao longo do corte 2-2' | 81 |
| Tabela 19. Cálculo das taxas de atenuação no corte 1-1' | 84 |
| Tabela 20. Cálculo das taxas de atenuação no corte 2-2' | 85 |
| Tabela 21. Comparação dos resultados com os Valores de Intervenção - VI CETESB,2016; EPA,2019 e VROM, 2013..... | 89 |
| Tabela 22. Taxas de degradação calculadas nos poços localizados na área fonte. | 94 |
| Tabela 23. Taxas de degradação calculadas para benzeno e naftaleno nos poços localizados na área barreira hidráulica..... | 96 |

FIGURAS

| | |
|---|-------------------------------------|
| Figura 1. Classificação dos aquíferos de acordo com o tipo de porosidade da rocha. A) Aquífero Granular; B) Aquífissura Fissural; C) Aquífero Carstico..... | Error! Bookmark not defined. |
| Figura 2. Classificação de Aquíferos quanto às suas características hidráulicas. Error! Bookmark not defined. | |
| Figura 3. Um exemplo de um mapa potenciométrico. | 17 |
| Figura 4. Cálculo de permeabilidade segundo NISHIDA. | Error! Bookmark not defined. |
| Figura 5. Coeficientes de permeabilidade aceitos na literatura. Adaptado de “Groundwater” (Freezy e Cherry, 1979). | Error! Bookmark not defined. |
| Figura 6. Ilustração do processo de espalhamento causado pela dispersão. | 29 |
| Figura 7. Relação entre a Forma de Respiração Microbiana, Aceptores de Elétrons e Potencial Redox. | 36 |
| Figura 8. Fluxograma de verificação da atenuação natural. | 38 |
| Figura 9. Processos no ambiente físico. | Error! Bookmark not defined. |
| Figura 10. Exemplos de comportamento de plumas de fase dissolvida de acordo com a evolução temporal (regredindo, estável e expandindo)..... | 39 |
| Figura 11. Distribuição das variáveis técnica de remediação. | 48 |
| Figura 12. Distribuição das variáveis tipo de atividade. | 50 |
| Figura 13. Meios contaminados..... | 54 |
| Figura 14. Tempo em que trabalha na área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. | 58 |
| Figura 15. Quantitativo de projetos que utilizam MNA, segundo os trabalhadores de Gerenciamento de Áreas Contaminadas..... | 59 |
| Figura 16. Fatores que influenciam para o sucesso na aplicação do MNA segundo trabalhos da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas..... | 60 |
| Figura 17. Principais contaminantes tratados por MNA, segundos trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas..... | 63 |
| Figura 18. Principais técnicas de remediação associadas ao MNA, segundo trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas..... | 64 |
| Figura 19. Definição granulométrica segundo NBR 6502/1995 e USDA/1975..... | 66 |
| Figura 20. Resultados da análise granulométrica-NBR 7181/2016 - Definição NBR-6502/1995. | 67 |
| Figura 21. Mann-Kendall - Corte 1-1' - Estudo de Caso 1..... | 69 |
| Figura 22. Mann-Kendall - Corte 2-2' - Estudo de Caso 1. Fonte: Arcadis. | 70 |
| Figura 23. Entrada de dados relacionadas às concentrações de PCE e no transect 1 - CASO 1.. | 72 |
| Figura 24. Resultados do fluxo de massa de PCE no transect 1 - CASO 1..... | 72 |
| Figura 25. comparação do fluxo de massa com as concentrações quantificadas de PCE, TCE, 1,2-DCE e CV (em kg/ano) | 73 |
| Figura 26. Fluxo de massa histórico no transect 2 - CASO 1..... | 74 |
| Figura 27. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) – Centro de Massa 1 - CASO 1 | 76 |
| Figura 28. Figura 29. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) - Centro de Massa 2 - CASO 1 | 77 |
| Figura 29. Regressão linear das concentrações de PCE ao longo do corte 1-1'..... | 79 |
| Figura 30. Regressão linear das concentrações de TCE ao longo do corte 1-1'. | 79 |
| Figura 31. Regressão linear das concentrações de 1,2-DCE ao longo do corte 1-1' | 80 |
| Figura 32. Regressão linear das concentrações de CV ao longo do corte 1-1' | 80 |

| | |
|--|-----|
| Figura 33. Regressão linear das concentrações de PCE ao longo do corte 2-2 | 81 |
| Figura 34. Regressão linear das concentrações de TCE ao longo do corte 2-2' | 82 |
| Figura 35. Regressão linear das concentrações de 1,2-DCE ao longo do corte 2-2' | 82 |
| Figura 36. Regressão linear das concentrações de CV ao longo do corte 2-2' | 83 |
| Figura 37. Análise da fração de carbono orgânico no solo..... | 87 |
| Figura 38. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-01. | 93 |
| Figura 39. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-03. | 93 |
| Figura 40. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-04 / PM-04A. | 94 |
| Figura 41. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-05. | 95 |
| Figura 42. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-06. | 95 |
| Figura 43. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-15. | 95 |
| Figura 44. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-16. | 96 |
| Figura 45. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-25. | 96 |
| Figura 46. resultados dos aceptores de elétrons no meio subterrâneo da campanha de monitoramento de março e julho de 2020. | 98 |
| Figura 47. Distribuição das concentrações de benzeno, naftaleno e aceptores ao longo da seção AA'. | 100 |
| Figura 48. Capacidade de biodegradação expressa em porcentagem no meio subterrâneo para benzeno e naftaleno..... | 101 |

1. INTRODUÇÃO

Uma área é considerada contaminada quando, após uma investigação confirmatória, isto é, amostragem e análises químicas de solos e/ou águas subterrâneas, mostram valores de concentração de contaminantes superiores àqueles estabelecidos pela legislação vigente. Nestes casos a remediação da área é uma exigência legal, e em se tratando do Estado de São Paulo, a autoridade responsável por esta exigência é a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB.

O número de áreas contaminadas cadastradas na CETESB, vem aumentando. Entre os anos 2013 (4771 locais) e 2019 (6285 locais) houve um aumento de mais de 30%. Um destaque no ano de 2019 foi o número de áreas reabilitadas (1.775) que teve um aumento de 19 % em relação ao registrado em dezembro de 2018 (1.441). Uma Área Reabilitada para uso declarado (AR) é aquela que, após remediação e período de monitoramento para reabilitação, foi confirmada a eliminação do perigo ou a redução dos riscos a níveis toleráveis para o uso declarado.

Existem diversos tipos de técnicas de remediação de água, solo e ar contaminados. Em geral, a aplicabilidade das técnicas de remediação, depende de fatores como, as características do meio contaminado, os contaminantes, os objetivos da remediação, a localização da área, além do tempo e os recursos disponíveis (CORRER *et al.* 2007). A remediação pode ocorrer *in situ* ou *ex situ*, variando entre processos físicos, químicos ou biológicos. No que corresponde a facilidade de implementação, os tratamentos *in situ* são mais utilizados pois não são necessárias escavações e disposição final em aterro ou estações de tratamento de água e solo. No entanto, os tratamentos físicos e químicos, tanto *in situ* quanto *ex situ* apresentam limitações quanto ao seu caráter não destrutivo, implicando na liberação de gases ou fases sólidas, com subprodutos menos tóxicos, além do alto custo dos processos (HARTLEY *et al.*, 2012). Por isso, quando uma área é apta, os tratamentos biológicos *in situ* são uma boa alternativa.

Dentre todos os processos biológicos que podem ocorrer, a atenuação natural é uma técnica que já vem sendo utilizada no tratamento de solo e águas subterrâneas, e que se refere à associação de processos físicos, químicos e biológicos que facilitam o processo remediativo de uma maneira global (MESQUITA *et al.*, 2004). Esses processos *in situ* incluem biodegradação, dispersão, diluição, sorção, volatilização, decaimento radiativo,

estabilização química e biológica, transformação, ou destruição de poluentes (MULLIGAN & YONG, 2004). Por isso, se não há risco que justifique a pressa para remediar a área, sobretudo com contaminantes em sua fase dissolvida ou adsorvida no solo (muito menos suscetíveis a avançarem em direção a corpos d'água), o melhor a fazer é deixar a natureza se auto depurar. A principal dificuldade está em demonstrar que a auto depuração está ocorrendo em níveis aceitáveis e demonstrar a imobilidade/não toxicidade do contaminante no local.

Para isso é necessário a obtenção de dados históricos de programas de monitoramento de campo e definição de indicadores como: pluma estável ou em retração; níveis de oxigênio, nitrato, sulfato, metano e outros dissolvidos na água subterrânea; quebra de compostos e outros, que organizados em três principais linhas de evidência (EPA, 1999): 1) Diminuição da quantidade de contaminantes no local; 2) Dados de contaminantes ou geoquímicos e 3) Dados microbianos, trazem à luz a determinação ou não da Atenuação Natural Monitorada - MNA para uma área contaminada.

Este estudo utilizou como base as orientações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, para demonstrar as análises e principais parâmetros necessários para tomada de decisão acerca da viabilidade do uso do MNA. Para identificação do panorama geral do uso da técnica no Estado de São Paulo, foram analisados dados oriundos do banco de dados da CETESB de todas as Áreas em Processo de Remediação - ACRé que faziam uso do MNA até dezembro de 2019. As seguintes informações foram analisadas e geradas tabelas de frequência: atividade, fontes de contaminação, meios impactos, grupos de contaminantes e medidas de remediação implantadas em conjunto com o MNA.

Para identificar as principais dificuldades, benefícios, conhecimento e abrangência do uso da técnica do ponto dos trabalhadores da área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas - GAC, foram entrevistados 57 trabalhadores de empresas de consultoria ambiental do Estado de São Paulo, por meio de formulário *online*. Os dados foram analisados por quantidade e relevância e comparados entre si, de maneira teórica e subjetiva. Não houve aplicação de métodos estatísticos, visto esta ser uma pesquisa bibliográfica e teórica. Por fim, são apresentados dois estudos de caso, o primeiro referente a uma área contaminada por Solventes Clorados e o segundo de uma área contaminada por Compostos orgânicos voláteis (VOC) e Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), em que foi analisado o potencial para Atenuação Natural Monitorada – MNA.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Atenuação Natural Monitorada - MNA

A Atenuação Natural Monitorada - MNA é o uso de mecanismos naturais de atenuação para remediar solo e água contaminados. Os mecanismos incluem diluição, dispersão, volatilização e biodegradação e ocorrem no solo por meio de processos bióticos e abióticos (EPA, 1999). A técnica é usada principalmente em sites contaminados por benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX) e mais recentemente para hidrocarbonetos clorados. Outros contaminantes que podem potencialmente ser remediado por atenuação natural incluem pesticidas e compostos inorgânicos (EPA, 2004).

O MNA é uma alternativa eficiente e econômica, porém, alguns processos podem trazer consequências indesejáveis, tais como a formação de subprodutos tóxicos e transferência dos produtos para outros meios (CORSEUIL, 2004 *apud* QUEIROZ *et al*, 2007). Além dos processos biológicos que podem ocorrer, o solo contaminado é sujeito ao processo de intemperização natural, onde processos físicos e químicos que ocorrem no meio são responsáveis pela redução da concentração de poluente no solo (Baptista & Rizzo, 2005 *apud* QUEIROZ *et al*, 2007). Por isso, a avaliação da estrutura das comunidades bacterianas, conjuntamente com a avaliação de parâmetros físico-químicos de uma área, é imprescindível para determinar quais grupos de microrganismos estão presentes e suas densidades populacionais (MESQUITA, 2004 *apud* QUEIROZ *et al*, 2007), além das condições do meio que estão favorecendo a proliferação destes organismos, para desta forma se estabelecer a melhor estratégia para remediação da área (Armas, 2007 *apud* QUEIROZ *et al*, 2007).

Uma condição básica para utilização da técnica é que a taxa de transformação seja maior que a taxa de migração dos contaminantes porque, normalmente, o processo de atenuação é mais eficiente em locais onde a pluma é mais estável (Mariano, 2006 *apud* QUEIROZ *et al*, 2007). Na Europa, existem várias políticas por parte dos órgãos reguladores dos diferentes países, com pouco acordo entre eles (SINKE, 2001 *apud* MULLIGAN *et al*, 2004). Os critérios gerais que eles compartilham, no entanto, é que se a atenuação natural monitorada for usada para remediação do site, não deve oferecer riscos à saúde dos seres humanos e meio ambiente e ser eficaz em uma quantidade de tempo razoável (MULLIGAN *et al*, 2004).

Nos Estados Unidos alguns protocolos foram desenvolvidos para avaliar o desempenho da Atenuação Natural em solos, no entanto a obrigatoriedade sobre os requisitos para avaliação e Monitoramento da atenuação natural ainda não foi alcançado (EPA,1999). Os parâmetros que devem ser monitorados, a frequência e a localização da coleta de dados são aspectos dos protocolos que precisam ser padronizados (EPA, 1999). Para sedimentos, mangues e ambientes aquáticos marinhos não há protocolos. A USEPA (2001) recomendou que sejam realizadas pesquisas para determinar mecanismos de atenuação nestes ambientes.

No Brasil, os estudos de verificação da viabilidade do uso do MNA seguem as orientações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA, que determina a análise de três linhas de evidência para solos, sendo: 1) Diminuição da quantidade de contaminantes no local; 2) Análise geoquímica; 3) Análise microbiológica; sendo que a maior parte dos estudos focam nas duas primeiras linhas de evidência.

2.2 Modelo Conceitual

A primeira etapa na investigação da atenuação natural é revisar os dados disponíveis específicos do *site* contaminado para elaboração do Modelo Conceitual (EPA, 1999). A **Tabela 1** elenca os principais dados a serem analisados para o desenvolvimento de um modelo conceitual: áreas fonte, tipos de contaminante, água subterrânea contaminada e não contaminada circundante, propriedades do fluxo de água subterrânea e do sistema de transporte de soluto com base em dados geológicos, biológicos e geoquímicos, dados hidro geológicos, climatológicos e analíticos (EPA, 1999).

Em alguns casos, dados específicos do *site* são limitados. Nestes casos, a EPA orienta que todas as atividades futuras de caracterização do local devem incluir a coleta dos dados necessários para uma correta avaliação inicial quanto ao uso da atenuação natural monitorada como técnica de remediação. A maioria dos dados listados na **Tabela 1** são usados também para avaliação da viabilidade do uso de outras técnicas de remediação e um bom levantamento de tais informações irá auxiliar na determinação do posicionamento ideal de pontos de coleta de dados adicionais. Neste sentido, contratos de gerenciamento de áreas contaminadas devem ser flexíveis o suficiente para permitir a potencial revisão do modelo conceitual, e, portanto, do esforço de coleta de dados.

Tabela 1. Revisão de dados disponíveis no site e desenvolvimento de Modelo Conceitual

| Dados a serem analisados | Descrição |
|--|---|
| 1. Natureza, extensão e magnitude da contaminação | <ul style="list-style-type: none">-Liberação catastrófica ou gradual;-Áreas Fontes;-Distribuição tridimensional de contaminantes dissolvidos,móveis e residuais;-Monitoramento dos dados de ASUB e Solo;-Características químicas e físicas dos contaminantes;-potencial de biodegradação dos contaminantes; |
| 2. Análise de dados geológicos e hidro geológicos | <ul style="list-style-type: none">-Litologia e relações estatigráficas;-Condutividade hidráulica do aquífero (vertical e horizontal);-Mapas potenciométricos ou de superfície do lençol freático;-Caminhos de fluxos preferenciais;-Interações entre ASUB e ASUP e taxas de infiltração/recarga; |
| 3. Localização de potenciais expositores | <ul style="list-style-type: none">-Poços de produção e abastecimento de ASUB e áreas de fonte potencial de água potável;-Pontos de descarga de gradiente inferior e cruzado;-Descarga de vapor em ambientes abertos e fechados; |
| 4. Definição do problema a ser solucionado e integração de dados | <ul style="list-style-type: none">-Integração e apresentação de dados em: mapas geológicos e topográficos; dados geológicos; dados hidráulicos; dados biológicos; dados geoquímicos; dados de concentração de contaminantes; |

Legenda: ASUB: água subterrânea; ASUP: água superficial. (Adaptado de EPA,1999).

Conforme visto na [Seção 2.1](#) a escolha do MNA depende de que não exista nenhum risco associado ao receptor. Uma das formas de se atestar isso é a determinação da diminuição ou estabilidade da pluma atual e futura. É possível determinar se a pluma está atualmente estável ou em migração e a extensão futura da pluma com base em (1) propriedades dos contaminantes, incluindo volatilidade, propriedades de sorção e biodegradabilidade; (2) propriedades do aquífero, incluindo gradiente hidráulico, condutividade hidráulica, porosidade e concentrações de material orgânico nativo no sedimento (TOC), e (3) a localização/monitoramento da pluma e fonte de contaminação em relação aos pontos de exposição potencial do receptor (ou seja, a distância entre a borda dianteira da pluma e os pontos de exposição potencial do receptor) (EPA, 1999).

Portanto, os dados de investigação do local devem ser usados primeiro para refinar o modelo conceitual e quantificar o fluxo, sorção, diluição e biodegradação da água subterrânea de modo a documentar cientificamente a ocorrência e as taxas de atenuação natural e ajudar a simular atenuação ao longo do tempo. Sendo assim, todos os dados disponíveis devem ser integrados de forma que as evidências sejam suficientes para apoiar a conclusão de que a atenuação natural está ocorrendo.

Vale ressaltar que se as concentrações de contaminantes excederem os níveis de proteção, ou se tal conclusão for provável, o MNA ainda pode ser apropriado para atingir os objetivos de remediação de longo prazo para o local, mas integrada em uma estratégia de remediação mais abrangente e imediata, como operações de remoção intensiva de áreas fontes (remoção de fase livre) ou tecnologias de bombeamento e tratamento (EPA, 1999).

2.3 Parâmetros atuantes no armazenamento das águas subterrâneas

Quantificar parâmetros de transporte de soluto tornará possível estimar quantitativamente a concentração da pluma, sua direção e taxa de deslocamento ao longo do tempo. Alguns destes parâmetros são: gradiente hidráulico e a condutividade hidráulica do local, porosidade, dispersividade e coeficiente de retardo (EPA, 1999). A quantificação desses parâmetros é discutida em detalhes a seguir.

No caso de ausência de dados, a porosidade e a dispersividade são geralmente estimadas usando valores aceitos na literatura para os materiais da matriz do aquífero em questão (EPA, 1999). Se o investigador tiver dados de carbono orgânico total para o solo, é

possível estimar o coeficiente de retardo; caso contrário, é conservador assumir que as velocidades de transporte de soluto e da água subterrânea são as mesmas (EPA, 1999).

2.3.1 Medição do nível de água, Carga hidráulica, gradiente hidráulico e Mapa potenciométrico.

Determinar a direção do fluxo de água subterrânea e a magnitude dos gradientes hidráulicos é importante porque esses parâmetros influenciam a direção e a taxa de migração de contaminantes.

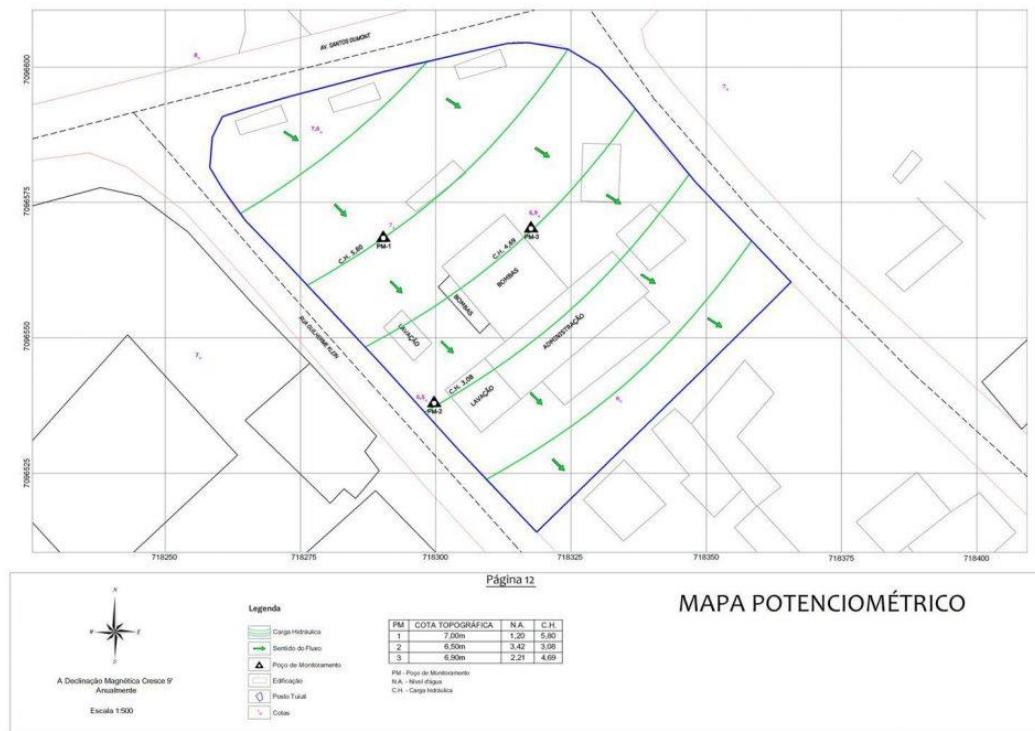
Os poços de monitoramento do lençol freático são poços perfurados que monitoram e constata os níveis de água e a qualidade dela. Esta medição pode ser realizada através de medidores pontuais (medidores de fita) ou medidores automáticos (transdutores de pressão), que permitem um monitoramento contínuo de sua variação ao longo do tempo.

Com a obtenção do nível de água e da cota topográfica do terreno é possível determinar o valor da carga hidráulica - CH pela Equação:

$$CH = Cota\ topográfica\ (m) - Elevação\ do\ nível\ d'água\ (m).$$

A CH é utilizada para elaboração do mapa potenciométrico. O mapa potenciométrico indica o fluxo preferencial da água subterrânea em um aquífero, em outras palavras é uma representação gráfica bidimensional de linhas equipotenciais mostradas em planta (Error! Reference source not found.). A água subterrânea flui de áreas de maior CH para áreas de menor CH. Portanto, tais mapas são usados para estimar a direção provável de migração da pluma e para calcular gradientes hidráulicos.

Figura 1. Um exemplo de um mapa potenciométrico.



Fonte: MTW Sondagens. Disponível em <<mtwsondagens.com.br/mapa-potenciometrico/>>.

Vale ressaltar que em áreas com *light non-aqueous phase liquid* - LNAPL móvel, uma correção deve ser feita para a deflexão do lençol freático causada por acumulação do LNAPL no poço. A relação abaixo, baseada no Princípio de Arquimedes, fornece uma fator de correção que permite que a elevação do lençol freático seja ajustada para o efeito de flutuação LNAPL (FETTER,1999):

$$N_{Ac} = NA - \left(\frac{\rho_p}{\rho_a} * FL \right)$$

Onde,

N_{Ac} : Nível da água corrigido;

NA : Nível da água (obtido no monitoramento dos poços);

ρ_p : Densidade do produto em fase livre (0,8 g/cm³);

ρ_a : Densidade da água (1 g/cm³);

FL : Espessura da fase livre ($NA - NO$)

O Gradiente Hidráulico é a mudança na carga hidráulica entre dois pontos (dH) dividido pela distância do fluxo de água subterrânea entre os pontos de medição da carga (dL):

$$\frac{dH}{dL}$$

Onde,

dH = mudança na carga hidráulica total entre dois pontos (L);

dL = distância entre os dois pontos usados para medição da cabeça (L);

Para determinar com precisão o gradiente hidráulico, é necessário medir os níveis de água subterrânea em todos os poços de monitoramento e piezômetros do local (EPA, 1999). Isto deve-se ao fato de que os gradientes hidráulicos podem mudar em uma curta distância dentro de um aquífero, sendo essencial para minimizar erros, ter o máximo possível de informações de elevação da água subterrânea específicas.

Além disso, as variações sazonais podem ter uma influência profunda no transporte de contaminantes, desta forma a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB em sua Decisão de Diretoria nº 263/2009/P, de 20 de outubro de 2009, recomenda que as medições de nível de água sejam feitas em um mesmo ciclo hidrológico (úmido/chuvoso ou estiagem/seca) dentro de um intervalo máximo de 90 dias.

Segunda EPA, 1999 *sites* em áreas de planalto têm menos probabilidade de serem afetadas por variações sazonais na direção do fluxo de água subterrânea do que locais de baixa elevação situados perto de corpos d'água superficiais, como rios e lagos e, assim como a CETESB, orienta que medições trimestrais do nível do lençol freático sejam feitas durante um período de pelo menos um ano, desta forma é possível determinar o efeito das variações sazonais na direção do fluxo de água subterrânea sobre o transporte de contaminante.

2.3.2 Porosidade (η), Porosidade efetiva (η_e), Coeficiente de armazenamento (S), Condutividade hidráulica (K), Transmissividade (T).

De acordo com os tipos de rochas ou solos, existem três tipos de porosidades: 1) primária, condicionada pela existência de vazios inerentes à matriz da rocha ou solo, também conhecida como porosidade intersticial ou intragranular, que possui dimensões

milimétricas, mas que, por ocorrerem em grande quantidade, se tornam importantes em área no aquífero; 2) secundária, que é produzida por fenômenos posteriores que atuaram no solo ou rocha, também conhecidas como fissuras, fraturas, falhas e outras formas de rachaduras em rochas cristalinas; e 3) terciária, que ocorre no meio cárstico, onde os vazios ocupados pela porosidade primária ou secundária são aumentados por dissolução ocasionada pela própria água acidificada em rochas mais solúveis, como, por exemplo, calcários ou dolomitos (FEITOSA *et al.*, 2008).

A Porosidade (η), também chamada de porosidade volumétrica ou porosidade total, é dada pela seguinte equação:

$$\eta = \frac{V_v}{V_T}$$

Onde,

V_v é o volume de vazios; e

V_T é o volume total de um solo ou rocha.

Porosidade efetiva (η_e) é a razão entre volume de água liberado pelos vazios da rocha a partir de forças gravitacionais atuantes (V_g) é o volume total da rocha (V_T), podendo ser descrita pela equação:

$$\eta_e = \frac{V_g}{V_T}$$

Onde,

V_g são as forças gravitacionais atuantes;

V_T é o volume total de um solo ou rocha.

Ainda ocorre a retenção de parte da água de saturação dos vazios na superfície dos grãos, devido a força de atração molecular ser mais forte que a força gravitacional, sendo conhecida como retenção específica (S_r). A soma de S_r e de η_e é igual a porosidade total da rocha, ou seja, $\eta = \eta_e + S_r$.

A porosidade efetiva também pode ser estimada usando os resultados de um teste de traçador. Embora este seja potencialmente o método mais preciso, tempo e restrições monetárias podem ser proibitivos (EPA,1999). Por esse motivo, muitos profissionais utilizam um valor de literatura aceito para os tipos de materiais que compõem a matriz do aquífero e, em seguida, para calibrar um modelo de transporte de contaminantes ajustando o valor da porosidade efetiva (em conjunto com outros parâmetros de entrada, como transmissividade) dentro da faixa de valores aceitos da literatura até que os padrões de distribuição de contaminantes modelados e observados correspondam (EPA,1999).

A ***Tabela 2*** apresenta valores aceitos na literatura para porosidade total e porosidade efetiva. No entanto, vale ressaltar que os testes para determinação destes valores foram realizados pela United States Environmental Protection Agency – USEPA, em regiões que não possuem características de clima similares aos da América do Sul.

Tabela 2. Valores aceitos na literatura para porosidade total e porosidade efetiva.

| Aquifer Matrix | Dry Bulk Density (gm/cm³) | Total Porosity | Effective Porosity |
|-----------------------|---|-----------------------|---------------------------|
| Clay | 1.00-2.40 | 0.34-0.60 | 0.01-0.2 |
| Peat | --- | --- | 0.3-0.5 |
| Glacial Sediments | 1.15-2.10 | --- | 0.05-0.2 |
| Sandy Clay | --- | --- | 0.03-0.2 |
| Silt | --- | 0.34-0.61 | 0.01-0.3 |
| Loess | 0.75-1.60 | --- | 0.15-0.35 |
| Fine Sand | 1.37-1.81 | 0.26-0.53 | 0.1-0.3 |
| Medium Sand | 1.37-1.81 | --- | 0.15-0.3 |
| Coarse Sand | 1.37-1.81 | 0.31-0.46 | 0.2-0.35 |
| Gravelly Sand | 1.37-1.81 | --- | 0.2-0.35 |
| Fine Gravel | 1.36-2.19 | 0.25-0.38 | 0.2-0.35 |
| Medium Gravel | 1.36-2.19 | --- | 0.15-0.25 |
| Coarse Gravel | 1.36-2.19 | 0.24-0.36 | 0.1-0.25 |
| Sandstone | 1.60-2.68 | 0.05-0.30 | 0.1-0.4 |
| Siltstone | --- | 0.21-0.41 | 0.01-0.35 |
| Shale | 1.54-3.17 | 0.0-0.10 | --- |
| Limestone | 1.74-2.79 | 0.0-50 | 0.01-0.24 |
| Granite | 2.24-2.46 | --- | --- |
| Basalt | 2.00-2.70 | 0.03-0.35 | --- |
| Volcanic Tuff | --- | --- | 0.02-0.35 |

Fonte: EPA,1999.

O Coeficiente de armazenamento (S), representa a capacidade de armazenar água, que é definido como o volume de água que fornece uma coluna do aquífero de base unitária e altura a espessura saturada do aquífero ao descer em uma unidade de potencial hidráulico, geralmente varia da faixa de 10^{-5} a 10^{-3} (FEITOSA *et al.*, 2008). Já em aquíferos livres é representado pela porosidade efetiva ou pela produção específica com valor oscilando entre 2 e 30% (FEITOSA *et al.*, 2008).

Condutividade hidráulica (K) (capacidade relativa de um cubo unitário de solo, sedimento ou rocha de transmitir água) leva em consideração as características do meio (porosidade, tamanho, distribuição, forma e arranjo das partículas e as características do fluido de escoamento (viscosidade e massa específica). Em meio isotrópico pode-se ter K numericamente igual à vazão do fluido que atravessa a área. Segundo, FEITOSA *et al.* 2008, pode ser escrita como:

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} = \frac{kg}{\sigma}$$

Onde,

K é a condutividade hidráulica (m/s);

k é a permeabilidade do meio a 20°C (m²);

ρ é a massa específica do fluido (kg/m³);

g é a aceleração da gravidade (m/s²);

μ é a viscosidade dinâmica (absoluta) (kg/ms);

σ é a viscosidade cinemática ($\mu \rho$) (kg/ms);

Na ausência de dados, a condutividade hidráulica pode ser adotada utilizando dados da literatura como referência. A **Tabela 3** apresenta os valores usualmente adotados para cada tipo de solo.

Tabela 3. Valores adotados para condutividade hidráulica.

| Soil Description | Hydraulic Conductivity, k | | | |
|---|---------------------------|----------|--------------|----------|
| | Imperial (ft/s) | | Metric (m/s) | |
| | min. | max. | min. | max. |
| Fine Sand | 6.56E-07 | 6.56E-04 | 2.00E-07 | 2.00E-04 |
| Medium Sand | 2.95E-06 | 1.64E-03 | 9.00E-07 | 5.00E-04 |
| Coarse Sand | 2.95E-06 | 1.97E-02 | 9.00E-07 | 6.00E-03 |
| Sand; Clean; Good Aquifer | 3.28E-05 | 3.28E-02 | 1.00E-05 | 1.00E-02 |
| Sand/Gravelly Sand; Poorly Graded; Little to No Fines | 8.37E-05 | 1.76E-03 | 2.55E-05 | 5.35E-04 |
| Sand/Gravelly Sand; Well Graded; Little to No Fines | 3.28E-08 | 3.28E-06 | 1.00E-08 | 1.00E-06 |
| Inorganic Silty Fine Sand/Clayey Fine Sand; Slight Plasticity | 1.64E-08 | 3.28E-06 | 5.00E-09 | 1.00E-06 |
| Silty Sand | 3.28E-08 | 1.64E-05 | 1.00E-08 | 5.00E-06 |
| Clayey Sand | 1.80E-08 | 1.80E-05 | 5.50E-09 | 5.50E-06 |
| Alluvial Gravel/Sand | 1.31E-03 | 1.31E-02 | 4.00E-04 | 4.00E-03 |
| Sand/Gravel; Uniform | 1.31E-02 | 1.31E+00 | 4.00E-03 | 4.00E-01 |
| Sand/Gravel; Well Graded; No fines | 1.31E-04 | 1.31E-02 | 4.00E-05 | 4.00E-03 |
| Gravel | 9.84E-04 | 9.84E-02 | 3.00E-04 | 3.00E-02 |
| Gravel/Sandy Gravel; Well Graded; Little to No Fines | 1.64E-03 | 1.64E-01 | 5.00E-04 | 5.00E-02 |
| Gravel/Sandy Gravel; Poorly Graded; Little to No Fines | 1.64E-03 | 1.64E-01 | 5.00E-04 | 5.00E-02 |
| Silty Gravel/Silty Sandy Gravel | 1.64E-07 | 1.64E-05 | 5.00E-08 | 5.00E-06 |
| Clayey Gravel/Clayey Sandy Gravel | 1.64E-08 | 1.64E-05 | 5.00E-09 | 5.00E-06 |
| Inorganic Silt; High Plasticity | 3.00E-10 | 1.64E-07 | 1.00E-10 | 5.00E-08 |
| Silt; Compacted | 2.30E-09 | 2.30E-07 | 7.00E-10 | 7.00E-08 |
| Inorganic Clay/Silty Clay/Sandy Clay; Low Plasticity | 1.60E-09 | 1.64E-07 | 5.00E-10 | 5.00E-08 |
| Organic Clay/Silty Clay; Low Plasticity | 1.64E-08 | 3.28E-07 | 5.00E-09 | 1.00E-07 |
| Marine Clay; Unweathered | 2.62E-12 | 6.56E-09 | 8.00E-13 | 2.00E-09 |
| Organic Clay; High Plasticity | 1.60E-09 | 3.28E-07 | 5.00E-10 | 1.00E-07 |
| Inorganic Clay; High Plasticity | 3.00E-10 | 3.28E-07 | 1.00E-10 | 1.00E-07 |
| Clay | 3.28E-11 | 1.54E-08 | 1.00E-11 | 4.70E-09 |
| Clay; Compacted | 3.28E-10 | 3.28E-09 | 1.00E-10 | 1.00E-09 |
| Limestone / Dolomite | 3.28E-09 | 1.97E-05 | 1.00E-09 | 6.00E-06 |
| Sandstone | 9.84E-10 | 1.97E-05 | 3.00E-10 | 6.00E-06 |
| Siltstone | 3.28E-11 | 4.59E-08 | 1.00E-11 | 1.40E-08 |
| Anhydrite | 1.31E-12 | 6.56E-08 | 4.00E-13 | 2.00E-08 |
| Shale | 3.28E-13 | 6.56E-09 | 1.00E-13 | 2.00E-09 |
| Permeable Basalt | 1.31E-06 | 6.56E-02 | 4.00E-07 | 2.00E-02 |
| Igneous/Metamorphic Rock; Fractured | 2.62E-08 | 9.84E-04 | 8.00E-09 | 3.00E-04 |
| Granite; Weathered | 1.08E-05 | 1.71E-04 | 3.30E-06 | 5.20E-05 |
| Gabbro; Weathered | 1.80E-06 | 1.25E-05 | 5.50E-07 | 3.80E-06 |
| Basalt | 6.56E-11 | 1.38E-06 | 2.00E-11 | 4.20E-07 |
| Igneous/Metamorphic Rock; Unfractured | 9.84E-14 | 6.56E-10 | 3.00E-14 | 2.00E-10 |

Fonte: Structx. Disponível em << [Hydraulic Conductivity and Permeability of Various Soil Types \(structx.com\)](https://structx.com)>>

A Transmissividade (T) é a quantidade de água que pode ser transmitida horizontalmente por toda a espessura saturada do aquífero, ou seja, é a taxa de escoamento de água através de uma faixa vertical do aquífero de largura conhecida e submetido a um gradiente hidráulico também conhecido. Em aquíferos confinados, segundo EPA, 1999 pode ser dada como:

$$T = K \cdot b$$

Onde,

T é a transmissividade (L²/T);

K a condutividade hidráulica; e

b a espessura do aquífero (medida desde o lençol freático até a camada confinante subjacente).

2.3.3 Cálculo linear da velocidade do fluxo de água subterrânea

A determinação desse parâmetro depende diretamente da formação geológica local e suas características como a porosidade. O gradiente hidráulico também é um fator fundamental e com influência direta nos resultados. Segundo, EPA,1999 a velocidade do fluxo de água subterrânea é dada pela fórmula:

$$V_x = \frac{K}{\eta_e} \times \frac{dH}{dL}$$

Onde,

V_x é velocidade linear média da água do solo paralela à direção do fluxo da água do solo (infiltração velocidade) (L / T);

K = condutividade hidráulica (L / T);

η_e = porosidade efetiva (L³/ L³);

dH/dL = gradiente hidráulico (L / L);

Entre os métodos mais diretos para se determinar a velocidade de filtração horizontal estão aqueles baseados no emprego de traçadores radioativos adicionados ao fluxo natural do aquífero (HALEVY et al., 1967 *apud* EPA, 1999). Fundamentalmente, esses métodos baseiam-se na injeção de um traçador radioativo ao fluxo natural do aquífero, que é deslocado naturalmente pela ação deste, possibilitando a análise de seu comportamento e a determinação da velocidade do fluxo. Para estabelecer a direção e o sentido do fluxo subterrâneo, as técnicas baseadas no emprego de traçadores radioativos oferecem a possibilidade de determinação direta daqueles parâmetros. A sua principal limitação é a existência de correntes verticais que podem deslocar o traçador, verticalmente, dentro do poço aquífero (HALEVY et al., 1967 *apud* EPA, 1999)

2.3.4 Avaliação dos teores de carbono orgânico total (TOC)

O conhecimento do conteúdo de Carbono orgânico total - TOC da matriz do aquífero é importante para cálculos de sorção e retardo de soluto, determinar taxa de migração e determinação se a decloração é possível na falta de carbono antropogênico (EPA, 1999). Como o transporte de soluto ocorre nas zonas mais transmissivas do aquífero, é imperativo que as amostras de solo coletadas para a análise de TOC sejam coletadas nestas zonas, ou na profundidade em que o investigador espera que ocorra o transporte de contaminantes. Um dos métodos utilizados nos Estados Unidos é o SW9060 modificado para Amostras de solo (EPA, 1999).

A **Tabela 4** retirada de EPA, 1999 mostra valores de TOC aceitos para determinadas características de solo. Para ser conservador, a média de todas as concentrações de carbono orgânico total de sedimentos na zona de aquífero mais transmissiva deve ser usada para cálculos de retardamento (EPA, 1999).

Tabela 4. Valores de TOC aceitos pela literatura.

| Texture | Depositional Environment | Fraction Organic Carbon | Site Name |
|--|-----------------------------------|-------------------------|---|
| medium sand | fluvial-deltaic | 0.00053 - 0.0012 | Hill AFB, Utah |
| fine sand | | 0.0006 - 0.0015 | Bolling AFB, D.C. |
| fine to coarse sand | back-barrier (marine) | 0.00026 - 0.007 | Patrick AFB, Florida |
| organic silt and peat | glacial (lacustrine) | 0.10 - 0.25 | Elmendorf AFB, Alaska |
| silty sand | glaciofluvial | 0.0007 - 0.008 | Elmendorf AFB, Alaska |
| silt with sand, gravel and clay (glacial till) | glacial moraine | 0.0017 - 0.0019 | Elmendorf AFB, Alaska |
| medium sand to gravel | glaciofluvial | 0.00125 | Elmendorf AFB, Alaska |
| loess (silt) | aeolian | 0.00058 - 0.0016 | Offutt AFB, Nebraska |
| fine - medium sand | glaciofluvial or glaciolacustrine | < 0.0006 - 0.0061 | Truax Field, Madison Wisconsin |
| fine to medium sand | glaciofluvial | 0.00021 - 0.019 | King Salmon AFB, Fire Training Area, Alaska |
| | | | Dover AFB, Delaware |
| fine to coarse sand | glaciofluvial | 0.00029 - 0.073 | Battle Creek ANGB, Michigan |
| sand | fluvial | 0.0057 | Oconee River, Georgia ^{a/} |
| coarse silt | fluvial | 0.029 | Oconee River, Georgia ^{a/} |
| medium silt | fluvial | 0.020 | Oconee River, Georgia ^{a/} |
| fine silt | fluvial | 0.0226 | Oconee River, Georgia ^{a/} |
| silt | lacustrine | 0.0011 | Wildwood, Ontario ^{b/} |
| fine sand | glaciofluvial | 0.00023 - 0.0012 | Various sites in Ontario ^{b/} |
| medium sand to gravel | glaciofluvial | 0.00017 - 0.00065 | Various sites in Ontario ^{b/} |

a/ Karickhoff, 1981

b/ Domenico and Schwartz (1990)

Fonte: EPA,1999.

De modo geral, quanto maior o valor de TOC, maior será o retardamento, ou seja, os contaminantes irão andar mais devagar. A seguir será detalhado o coeficiente de retardo.

2.3.5 Coeficiente de retardo

O coeficiente de retardo, R, é usado para estimar a velocidade do contaminante retardado. O coeficiente de retardo para sorção linear é determinado a partir do coeficiente de distribuição usando o relacionamento (EPA, 1999):

$$R = \frac{V_x}{V_c}$$

Onde:

R = coeficiente de retardo;

v_x = velocidade linear média da água do solo paralela ao fluxo da água do solo;

v_c = velocidade média do contaminante paralelo ao fluxo da água subterrânea;

A proporção v_x / v_c descreve a velocidade relativa entre a água subterrânea e o contaminante dissolvido. Quando $K_d = 0$ (sem sorção), as velocidades de transporte da água subterrânea e do soluto são iguais ($v_x = v_c$) (EPA, 1999).

$$R = 1 + \frac{\rho_b * K_d}{n}$$

Onde:

R = coeficiente de retardo [adimensional]

ρ_b = densidade aparente do aquífero (M / L^3);

K_d = coeficiente de distribuição (L^3 / M);

n = porosidade (L^3 / L^3);

A velocidade de transporte de contaminante retardada, V_c , é dado por (EPA, 1999):

$$V_c = \frac{V_x}{R}$$

Onde:

V_c = velocidade de transporte de contaminante retardada (L / T);

V_x = velocidade advectiva da água subterrânea (L / T);

R = coeficiente de retardo [adimensional];

2.4 Propriedades físico-químicas dos contaminantes.

O transporte dos poluentes no solo ocorre através dos meios fluidos (ar e água), tornando estas fases influentes no transporte de poluentes no solo. A migração de contaminantes em meios porosos é governada, basicamente, por diversos processos subdivididos em:

- Processos físicos: advecção e dispersão;

- Processos químicos: adsorção-dessorção, precipitação-dissolução, atividade biológica (biodegradação), óxido-redução e formação de complexos e quelação.

A seguir será explicado alguns destes processos.

2.4.1 Advecção

Advecção é o processo mais importante pois conduz a migração de contaminantes dissolvidos na subsuperfície. A velocidade linear da água subterrânea na direção paralela ao fluxo da água subterrânea causada pela advecção é dado por (EPA, 1999):

$$V_x = -\frac{K}{Ne} \times \frac{dH}{dL}$$

Onde:

V_x = velocidade linear média (L / T)

K = condutividade hidráulica (L / T)

Ne = porosidade efetiva (L³/ L³)

dH / dL = gradiente hidráulico (L / L)

O transporte de soluto apenas por advecção produz na “frente” da pluma de contaminação nítida concentração de soluto. Imediatamente antes da frente, a concentração de soluto é igual à concentração do “fundo” da pluma (geralmente zero). Na frente e atrás do soluto que avança, a concentração é igual à concentração inicial do contaminante no ponto de liberação. O componente de transporte advectivo unidimensional da equação de dispersão de advecção é dado por (EPA,1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -V_x \times \frac{\partial C}{\partial x}$$

Onde:

V_x = velocidade linear média (L / T);

C = concentração de contaminante (M / L³);

t = tempo (T);

x = distância ao longo do caminho do fluxo (L).

2.4.2 Dispersão ou Dispersão Hidrodinâmica

É um importante mecanismo de atenuação o qual resulta na diluição (ou espalhamento) do contaminante. O resultado deste espalhamento faz com que o contaminante ocupe um volume maior do que se ocorresse apenas advecção. Com isso o pico de concentração decresce, enquanto a frente de contaminação se move mais rápido (FREEZE & CHERRY, 1979).

Portanto, o resultado geral da dispersão é espalhar e misturar a pluma de contaminantes com águas subterrâneas não contaminadas. O componente da dispersão hidrodinâmica contribuído pela dispersão mecânica é dado pela relação:

$$\text{Mecanismo de dispersão} = \alpha_x \times V_x$$

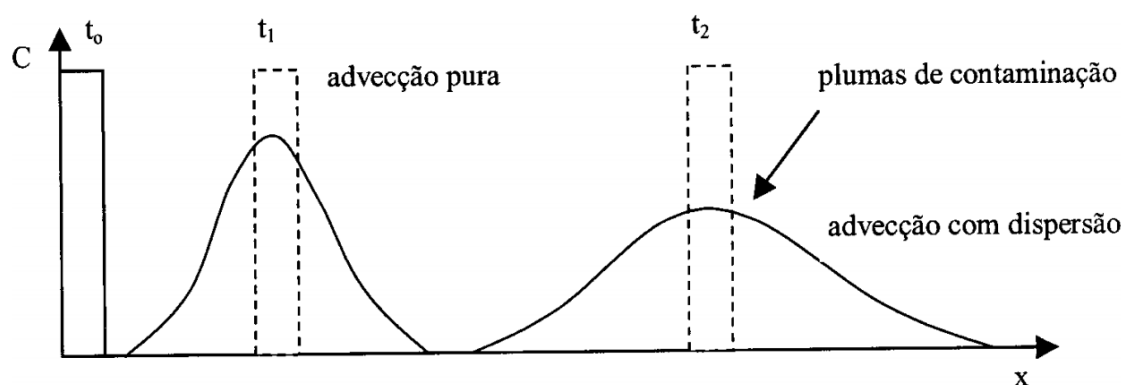
Onde:

V_x = velocidade linear média da água do solo (L / T)

α_x = dispersividade (L)

A **Figura 6** ilustra o processo de espalhamento causado pela dispersão.

Figura 2. Ilustração do processo de espalhamento causado pela dispersão.



Fonte: A autora. Adaptado de Freeze e Cherry, 1979.

É comumente aceito (com base em dados empíricos) que conforme a escala da pluma ou do sistema aumenta, a dispersividade também aumenta. Gelhar et al. (1985 e 1992) *apud* EPA, 1999 mostram que a dispersividade pode variar em três ordens de magnitude.

Várias abordagens podem ser usadas para estimar a dispersividade longitudinal, α_x , na escala de campo (ou seja, escalas macroscópicas). Uma técnica envolve a realização de um teste de rastreamento. Embora isso seja potencialmente o método mais confiável, as restrições de tempo e monetárias podem ser um fator limitante (EPA, 1999). Outro método comumente usado para estimar a dispersividade ao implementar um modelo de transporte de soluto é adotar uma dispersividade longitudinal de 0,1 vezes o comprimento da pluma (Lallemant-Barres e Peaudecerf, 1978; Pickens e Grisak, 1981; Spitz e Moreno, 1996) *apud* EPA, 1999. Isso assume que a dispersividade varia linearmente com a escala.

2.4.3 Sorção

O fenômeno da sorção consiste na impregnação de uma substância dissolvida em um fluido na parte sólida de um meio poroso durante a percolação (QUEIROZ *et al*, 2002). Os fenômenos de sorção atenuam os picos de concentração, “enfraquecendo” o avanço da pluma de contaminação (QUEIROZ *et al*, 2002). Dentre os sub-fenômenos da sorção, destacam-se a adsorção e a absorção (sorção hidrofóbica). São fenômenos considerados químicos, porém não geram modificações nas substâncias envolvidas, ainda que a composição química do solo influencie bastante no processo. Em alguns solos a matéria orgânica natural é encontrada em altas percentagens nas camadas superficiais, o que aumenta a compressibilidade deste solo e causa uma instabilidade química em relação aos solos inorgânicos, que são quimicamente estáveis.

Numerosos estudos foram realizados para determinar se existem relações que são capazes de prever as características de sorção de um produto químico baseado em parâmetros facilmente medidos. Os resultados desses estudos indicam que a quantidade de sorção é fortemente dependente da quantidade de carbono orgânico presente na matriz do aquífero e o grau de hidrofobicidade exibida pelo contaminante (Bailey e White, 1970; Karickhoff *et al*, 1979; Kenaga e Goring, 1980; Brown e Flagg, 1981; Schwarzenbach e Westall, 1981; Hassett *et al*, 1983; Chiou *et al*, 1983) *apud* EPA, 1999. Esses pesquisadores observaram que o coeficiente de distribuição K_d foi proporcional à fração de carbono orgânico do aquífero vezes uma constante de proporcionalidade. Essa constante de proporcionalidade, K_{oc} , é definida como dada pela equação:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

Onde,

Koc é o coeficiente de partição carbono orgânico-água;

Foc é a Fração de carbono orgânico em solo não contaminado;

O Coeficiente de distribuição também pode ser determinado em laboratório.

2.4.4 Decaimento de primeira ordem (taxa de degradação)

O Decaimento de primeira ordem (taxa de degradação) pode ocorrer através de reações de biodegradação ou abióticas. Reações abióticas incluem hidrolização de hidrocarbonetos clorados conhecidas como decaimento radioativo ou dechlorinação redutiva. Exemplos de biodegradação natural inclui decaimento de hidrocarbonetos de petróleo como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (DORE *et al*, 2020).

A decadência de primeira ordem é descrita pela seguinte equação diferencial (EPA, 1999):

$$\frac{dC}{dt} = -k \times C$$

Onde:

C é a concentração no tempo t (M/L);

k é a taxa de atenuação/degradação geral (constante de primeira ordem) (1/T);

Resolvendo a equação, temos:

$$C = C^0 \times e^{-kt}$$

USEPA orienta que as constantes de taxa de atenuação usadas para descrever o comportamento do contaminante em um determinado *site* deve ser extraído das informações de caracterização específicas desse *site*.

O cálculo da taxa k é feito através da plotagem do log natural dos valores de concentração pela distância. Multiplicando-se a inclinação da reta pela velocidade do contaminante (que é igual à velocidade intersticial dividida pelo fator de retardamento), tem-se o valor

de k . A taxa de degradação obtida a partir deste método pode ser expressa como uma taxa resultante dos processos que atuam na diminuição da concentração da SQI no meio subterrâneo, as quais estão incluídas a advecção, dispersão, diluição, sorção e biodegradação.

A estimativa do tempo necessário para que a concentração dos contaminantes em fase dissolvida em algum ponto da pluma atinja as metas de remediação é calculada através da Equação:

$$t = \frac{-\ln \left[\frac{C_{meta}}{C_{inicial}} \right]}{k}$$

O cálculo da distância que os contaminantes em fase dissolvida irão atingir ao mesmo tempo que sofrem decaimento leva em conta a velocidade intersticial V_s (ver **Seção 2.3.3**) e o fator de retardamento R (ver **Seção 2.3.5**):

$$L = \frac{V_s}{R} \times t$$

Se a pluma atualmente não se movimentou até a distância L , então essa taxa calculada sugere que a pluma poderá expandir até esse ponto. Se a pluma se estendeu além desse ponto, essa análise sugere que a pluma poderá diminuir no futuro. Uma alternativa é extrapolar a linha de regressão para determinar a qual distância a pluma atingirá as metas de remediação. Esta análise será apresentada no estudo de Caso 1 e Caso 2.

2.4.5 Biodegradação

A biodegradação consiste na mudança da forma dos compostos contaminantes pela ação de microorganismos (MOREIRA & DOURADO, 2007). Sob condições adequadas, os microorganismos ajudam ou são responsáveis por reações químicas que resultam em compostos que apresentam baixo ou nenhum risco aos seres vivos (MOREIRA & DOURADO, 2007). Portanto, Microorganismos são a chave para o tratamento biológico de contaminantes e incluem bactérias, protozoários, fungos, algas e vírus. No meio, embora a taxa de biodegradação aeróbia seja maior do que a anaeróbia, o último tipo pode ser mais dominante (MULLIGAN *et al*, 2002).

De acordo com EPA (1998), a biodegradação via processos oxidativos, pode ocorrer em três circunstâncias distintas: utilização intencional com aceptor final de elétrons ou como

doador de elétrons ou, a utilização pode ocorrer acidentalmente por co-metabolismo, não havendo nenhum benefício ao microrganismo. Esses processos oxidativos transformam a maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos, envolvendo espécies transitórias oxidantes e, principalmente, radicais hidroxilas (CORRER *et al.* 2007).

A **Figura 8** apresenta um fluxograma que auxilia na verificação quanto a ocorrência ou não de processos de biodegradação.

As medições dos parâmetros envolvidos nos processos de biodegradação devem ser feitas durante a purga do poço e imediatamente antes e após a retirada da amostra usando um medidor de leitura direta. É importante minimizar o potencial de aeração no monitoramento do poço, neste sentido a técnica mais adequada e orientada para uso segundo a CETESB é a de Baixa Vazão.

A seguir é apresentado um breve descritivo dos principais parâmetros analisados para avaliação da ocorrência dos processos de biodegradação.

- Teor de Umidade

A umidade do solo é essencial para a biodegradação uma vez que a maioria dos microrganismos vive no filme d'água em torno da partícula do solo, na interface óleo-água (McGILL *et al.*, 1981 *apud* BARROS, 2010). Segundo Ortega-Calvo et al. (1997), os microrganismos do solo degradam os compostos dissolvidos em água mais facilmente do que aqueles sorvidos na matriz do solo. Ademais, a água serve como meio de transporte para alguns nutrientes e compostos orgânicos que se difundem pela célula microbiana e através da qual os produtos metabólicos são removidos. O teor de umidade também influencia a aeração e o pH do solo. Quando a matriz do solo está completamente preenchida com água, a difusão dos gases através do solo é severamente restringida, criando condições anóxicas, e deste modo vindo a comprometer a atividade metabólica dos microrganismos aeróbios. De acordo com dados da literatura, o teor de umidade deve estar na faixa de 25 a 85% da capacidade de campo do solo, sendo a faixa ótima de 50 a 80% para a biodegradação de contaminantes em solo (WDNRBRR, 2004). No entanto, não há unanimidade quanto ao teor ótimo de umidade, posto que alguns autores citam que este se encontra entre 35 e 65% da capacidade de campo do solo (HUPE *et al.*, 2001 *apud* BARROS, 2010).

- Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido é o aceptor de elétrons usado por microrganismos mais favorável termodinamicamente para a biodegradação do carbono orgânico, seja natural ou antropogênico. Organismos anaeróbicos geralmente não sobrevivem em concentrações de oxigênio dissolvido superiores a cerca de 0,5 mg / L e, portanto, a decloração redutiva não ocorrerá nestas condições (EPA, 1999). É esta a razão pela qual é importante ter uma fonte de carbono no aquífero que possa ser usada por microorganismos aeróbios como substrato primário.

- Nitrato

Na ausência de oxigênio no meio, os microrganismos fazem uso das substâncias inorgânicas como receptores de elétrons, dando início à biodegradação anaeróbica dos contaminantes. Os processos anaeróbicos ocorrem com o nitrato sendo usado como um aceptor de elétrons, seguido por ferro (III), então sulfato e finalmente dióxido de carbono (metanogênese).

Para que ocorra a descloração redutiva, as concentrações de nitrato na porção contaminada do aquífero devem ser inferiores a 1,0 mg / L (EPA,1999).

- Ferro

Em alguns casos, o ferro (III) é usado como um aceptor de elétrons durante a biodegradação anaeróbia de Carbono orgânico. Durante esse processo, o ferro (III) é reduzido a ferro (II), que pode ser solúvel em água. As concentrações de ferro (II) podem, portanto, ser usadas como um indicador de degradação anaeróbia de compostos de combustível, e cloreto de vinila (EPA, 1999). A matéria orgânica natural do solo também pode auxiliar na redução do ferro.

-Sulfato

Depois que o oxigênio dissolvido e o nitrato foram esgotados, o sulfato pode ser usado como um aceptor de elétrons para a biodegradação anaeróbica. Este processo é denominado “Redução de sulfato” e resulta na produção de sulfeto. Concentrações de sulfato maiores que 20 mg / L pode causar exclusão competitiva da decloração. No entanto, em muitas plumas com alta concentrações de sulfato, a decloração redutiva ainda ocorre (EPA, 1999).

- Metano

Durante a metanogênese, o acetato é dividido para formar dióxido de carbono e metano, ou dióxido de carbono é usado como um aceptor de elétrons e é reduzido a metano. A metanogênese geralmente ocorre após oxigênio, nitrato e sulfato terem sido.

A presença de metano em água subterrânea é indicativo de condições de forte redução de hidrocarbonetos e solventes clorados (EPA, 1999).

- Alcalinidade

Existe uma correlação positiva entre zonas de atividade microbiana e aumento da alcalinidade (EPA, 1999). Aumentos na alcalinidade resultam da dissolução da rocha impulsionada pela produção de dióxido de carbono produzido pelo metabolismo de microrganismos. A alcalinidade é importante na manutenção de pH da água subterrânea porque protege o sistema de água subterrânea contra ácidos gerados durante ambos biodegradação aeróbia e anaeróbia.

- Potencial de óxido-redução (ORP)

O ORP (medido em Volts (V) ou mV) representa a tendência de uma espécie química ou uma solução em atrair elétrons e, portanto, para ser reduzida.

O conhecimento do ORP da água subterrânea também é importante porque alguns fatores biológicos os processos operam apenas dentro de uma faixa prescrita de condições ORP. As medições de ORP podem ser usadas para fornecer dados em tempo real sobre a localização da pluma de contaminante, especialmente em áreas submetidas à biodegradação anaeróbia. (EPA, 1998). Na Figura 7 é apresentada a relação entre a forma de respiração microbiana, os aceptores de elétrons, as características e o potencial de oxi-redução (BAPTISTA, 2007).

Figura 3. Relação entre a Forma de Respiração Microbiana, Aceptores de Elétrons e Potencial Redox.

| Forma de Respiração | Aceptor de Elétrons | Produto | Característica | Potencial Redox (mV) |
|----------------------|-------------------------------|---|---|----------------------|
| Aeróbia | O ₂ | H ₂ O | Aeróbios facultativos e estritos | +400 |
| Redução de Ferro III | Fe ³⁺ | Fe ²⁺ | Aeróbios facultativos e anaeróbios estritos | +77* |
| Redução de Nitrato | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ , N ₂ O, N ₂ | Aeróbios facultativos | -100 |
| Redução de Sulfato | SO ₄ ²⁻ | HS ⁻ | Anaeróbios estritos | -160 a -200 |
| Metanogênica | CO ₂ | CH ₄ | Archaea metanogênica | -300 |

Fonte: BAPTISTA, 2007.

MARIANO (2006) *apud* BARROS, 2010, afirma que em geral, a cinética de oxidação dos hidrocarbonetos é mais rápida para aceptores de elétrons com potenciais de oxidação mais altos. A contaminação tende a migrar linearmente, concentrando-se preferencialmente do meio da pluma durante advecção. Esse deslocamento determina a ocorrência de processos de maior potencial oxi-redutivo nas extremidades, opostamente ao que ocorre na região central, cujos processos de menor potencial são resultantes da elevada taxa de contaminantes, havendo redução na microbiota indígena com conseqüente diminuição na produção de energia, o que leva a um menor potencial de degradação.

-pH, temperatura e condutividade

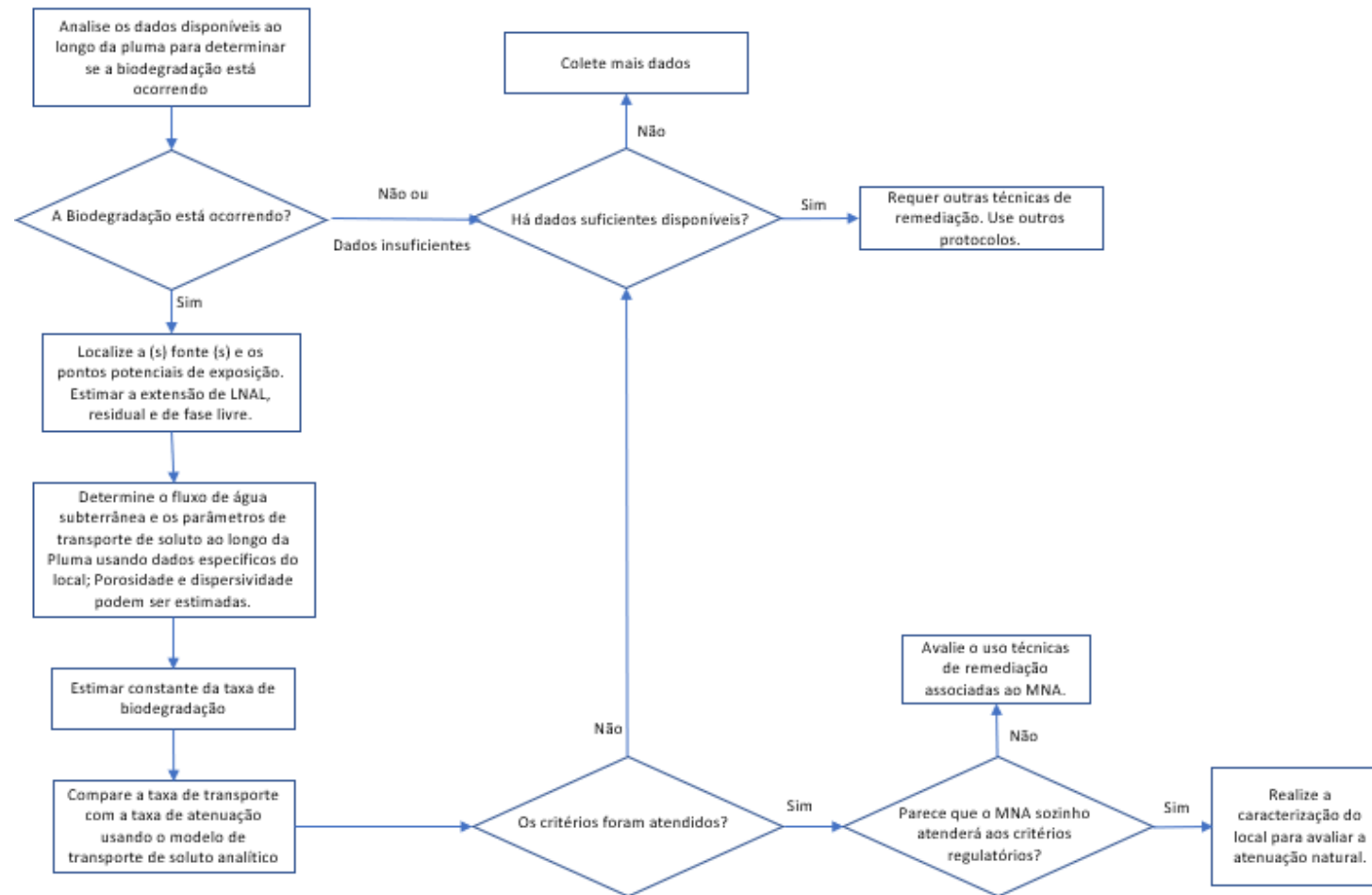
O pH da água subterrânea tem efeito sobre a presença e atividade de populações microbianas em lençóis freáticos. O pH ótimo para mineralização de hidrocarbonetos se encontra na faixa entre 6,5 e 8,0 (DRAGUN, 1998 *apud* BARROS, 2010). De acordo com MADIGAN *et al.* (2000) *apud* BARROS, 2010, essa faixa é considerada ótima para o crescimento da maioria dos microrganismos. Em valores extremos de pH podem retardar a capacidade da população microbiana de degradar hidrocarbonetos é reduzida (LEAHY & COLWELL, 1990 *apud* BARROS, 2010). Além de afetar o crescimento microbiano, o pH pode também influenciar a solubilidade ou a disponibilidade de nutrientes (por exemplo, fósforo) e a toxidez de nutrientes minerais, a mobilidade do material potencialmente tóxico e a reatividade dos minerais. O ferro, o manganês e o

zinco são menos disponíveis em valores de pH acima de 7,0. O ferro, o alumínio e o manganês atingem níveis tóxicos em valores de pH menores que 5,0 e o fósforo está menos disponível em valores extremos de pH (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006 *apud* BARROS, 2010).

A temperatura da água subterrânea afeta diretamente a solubilidade dos gases dissolvidos e outras espécies geoquímicas e a atividade metabólica das bactérias. À medida que a temperatura aumenta, as reações enzimáticas e químicas na célula ocorrem em maiores velocidades, e, por conseguinte, o crescimento torna-se mais rápido. De acordo com GODSY (1994), as velocidades de degradação enzimática e o metabolismo microbiano dobram a cada aumento de 10°C até que seja atingida a temperatura de inativação que geralmente encontra-se entre 40 e 50°C para a maioria das bactérias. De acordo com MOREIRA e SIQUEIRA (2006) *apud* BARROS, 2010, as velocidades de reação microbiana são maiores a temperatura em torno de 28°C e sofrem decréscimos acentuados em temperaturas menores que 25°C e maiores que 35°C. A faixa de 30 a 40°C é considerada ideal, por proporcionar máximos de biodegradação de hidrocarbonetos.

A condutividade é uma medida da capacidade de uma solução de conduzir eletricidade. A condutividade de água subterrânea está diretamente relacionada à concentração de íons em solução; a condutividade aumenta conforme a concentração de íons aumenta.

Figura 4. Fluxograma de verificação da atenuação natural.



Fonte: A autora. Adaptado de EPA, 199

2.5 Linhas de Evidência

Após análises e cálculos citados nas seções anteriores para determinação da caracterização dos contaminantes, bem como do modelo conceitual, o próximo passo é determinar se a Atenuação Natural está ocorrendo. Três linhas de evidências são usadas para demonstrar sua ocorrência (EPA, 1999):

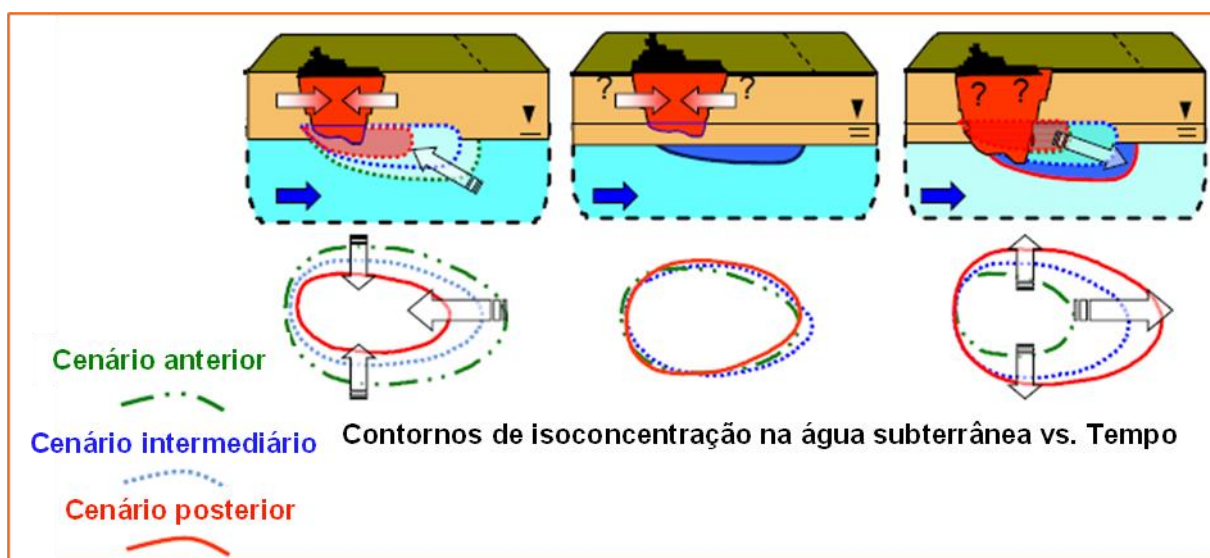
1. Diminuição da quantidade de contaminantes no local;
2. Dados de contaminantes ou geoquímicos;
3. Dados microbianos;

A maior parte dos estudos focam nas duas primeiras linhas de evidência (MULLIGAN *et al*, 2004). Nas próximas seções será explicado as três linhas de evidência.

2.5.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse.

A principal evidência no processo de atenuação natural é verificar a diminuição da pluma de contaminação ao longo do tempo. Uma das formas de realizar esta verificação, é visualmente. A **Figura 10** apresenta exemplos de plumas nos 3 estágios de comportamento em relação à sua evolução no tempo.

Figura 5. Exemplos de comportamento de plumas de fase dissolvida de acordo com a evolução temporal (regredindo, estável e expandindo).



Fonte: ARCADIS, 2020.

A análise de Mann-Kendall é uma ferramenta que pode auxiliar na avaliação da evolução das plumas das substâncias químicas de interesse. Trata-se de um procedimento estatístico não paramétrico utilizado para analisar tendências em dados ao longo do tempo (VANDERFORD, 2012 *apud* ARCADIS, 2020). No caso específico da concentração de contaminantes ao longo do tempo, é possível determinar quantitativamente se as substâncias estão aumentando, diminuindo ou estabilizadas ao longo do tempo.

Métodos não paramétricos como o Mann-Kendall não requerem uma distribuição estatística específica dos dados, e não são sensíveis ao intervalo de amostragem sobre o qual os dados de monitoramento são coletados. O resultado do procedimento depende da classificação dos pontos de dados individuais e não da magnitude geral dos pontos de dados. Portanto, o procedimento de Mann-Kendall pode ser usado para conjuntos de dados que incluem intervalos de amostragem irregulares, dados abaixo do limite e rastreamento ou dados ausentes. O método pode ser aplicado para identificar tendências de dados de água subterrânea para fins de monitoramento de conformidade, avaliação do local e monitoramento do desempenho de ações corretivas de águas subterrâneas.

Usando as métricas características do método, a tendência da concentração de cada monitoramento pode ser classificada nas seguintes categorias: crescente, decrescente, provavelmente crescente, provavelmente decrescente, estável ou sem tendência.

A aplicação do método poderá ser vista nos Estudos de caso.

2.5.1.1 Taxa de atenuação k

USEPA (2002) define que as taxas calculadas através da regressão linear de valores de concentração por distância são utilizadas para estimar se a pluma dos contaminantes está expandindo, apresentando mudanças relativamente pequenas, ou retraindo devido aos efeitos combinados de dispersão, biodegradação e outros processos de atenuação.

2.5.1.2 Cálculo de fluxo de massa histórico

Para cálculos de fluxos de massa, podem ser utilizados *softwares*, como o “Mass Flux Toolkit” (ESTCP, 2011 *apud* ARCADIS, 2020). Para isso, delimita-se em *transect* que abranja o centro de massa e de forma transversal ao fluxo de água subterrânea local.

2.5.1.3 Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998)

Essa ferramenta consiste na pontuação e atribuição de pesos a diferentes características do meio. A pontuação final irá determinar se existem evidências inadequadas, limitadas, adequadas ou fortes de que a biodegradação anaeróbica de substâncias orgânicas cloradas está ocorrendo.

Os parâmetros analisados por essa ferramenta são: OD, nitrato, ferro dissolvido, sulfato sulfito, metano, ORP, pH, TOC, temperatura, dióxido de carbono, alcalinidade, cloreto, hidrogênio, ácidos graxos voláteis, BTEX, PCE, TCE, DCE, CV, 1,1,1-TCA, DCA, tetracloreto de carbono, cloroetano, etano/eteno, clorofórmio, diclorometano, além dos intervalos em que estes se encontram. Um valor de ponderação é dado para cada parâmetro de acordo com essas faixas, conforme apresentado na *Tabela 5*.

Tabela 5. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol”

| Interpretação | Pontuação final |
|--|------------------------|
| Inadequada evidência de ocorrência de biodegradação anaeróbica | 0 a 5 |
| Limitada evidência de ocorrência de biodegradação anaeróbica | 6 a 14 |
| Adequada evidência de ocorrência de biodegradação anaeróbica | 15 a 20 |
| Forte evidência de ocorrência de biodegradação anaeróbica | Maior que 20 |

Fonte: USEPA, 1999.

A aplicação do método poderá ser vista no estudo de caso 1

2.5.2 Linha de Evidência 2: Condição geoquímica do aquífero

A segunda principal linha de evidência para avaliação do processo de atenuação natural é o ambiente geoquímico (sua evolução no tempo e cenário estático atual). Esta linha de evidência retrata um perfil das condições do ambiente em que pode ou não ser favorável

para atenuação natural de uma determinada substância, sendo que se trata de uma evidência indireta do processo.

O ambiente geoquímico é avaliado com a quantificação dos compostos aceptores e doadores de elétrons que fazem parte de diversas reações (redução e oxidação) no aquífero. Substâncias atuam como doadoras de elétrons e são oxidadas através da reação direta com substâncias aceptoras de elétrons do meio subterrâneo, utilizadas principalmente por microorganismos aeróbicos e anaeróbicos. Os principais processos em que os aceptores de elétrons são avaliados estão descritos abaixo:

- Respiração aeróbica com consumo de oxigênio dissolvido;
- Nitrato redução;
- Manganês IV redução;
- Ferro III (férico) redução;
- Sulfato redução e;
- Metanogênese (geração de metano).

2.5.2.1 Capacidade de biodegradação intrínseca

Os resultados das concentrações individuais de cada aceitor de elétron e subproduto resultante da reação natural destes no meio subterrâneo pode ser utilizada para quantificar a capacidade de atenuação intrínseca que o meio subterrâneo apresenta para biodegradação.

Essa avaliação apresenta a quantificação das reações cinéticas que são expressas em função de cada aceitor, sendo possível avaliar os fatores limitantes de cada um no ambiente natural, além de qual apresenta maior potencial de reação. A capacidade de degradação de cada aceitor é calculada pelas concentrações (diferencial) de cada aceitor no meio sobre o fator de utilização que cada um em relação às diferentes substâncias química de interesse – SQIs. A **Tabela 8** apresenta os fatores de utilização de cada aceitor para benzeno e BTEX.

Tabela 6. Massa aproximada de Aceptores de Elétrons consumida ou produzida por massa de hidrocarbonetos.

| Processo | Benzeno | BTEX | Naftaleno |
|---------------------|---------|-------|-----------|
| Respiração aeróbica | 3,07 | 3,14 | 3,0 |
| Denitrificação | 4,77 | 4,9 | 4,65 |
| Redução do Manganês | 10,56 | - | 16,31 |
| Redução do Ferro | 21,5 | 21,81 | 40,13 |
| Redução do Sulfato | 4,61 | 4,7 | 4,5 |
| Metanogênese | 0,77 | 0,78 | 1,13 |

Fonte: USEPA,1999.

No caso particular dos solventes clorados, quando utilizados como aceptores de elétrons, são inicialmente reduzidos a sub-produtos menos clorados para posteriormente serem utilizados como aceptores de elétron ou oxidados (EPA, 2004). Geralmente, microrganismos são incapazes de utilizar o PCE (Tetracloroeteno) e o TCE (Tricloroeteno) como substratos primários (doadores de elétrons), porém outros hidrocarbonetos clorados menos oxidados podem ser utilizados em reações biológicas de oxi-redução, como, por exemplo, o Cloreto de Vinila (VC) (EPA, 1998). Em relação à microbiota degradadora desses contaminantes, muitas bactérias já foram identificadas, como mostra o **Quadro 1**, obtido de EPA, 1998.

| Contaminante | Microorganismos | Biodegradação |
|------------------|---|---------------|
| Etenos Clorados | <i>Dehalobacter restrictus</i> , <i>Dehalospirillum multivorans</i> , <i>Enterobacter agglomerans</i> , <i>Dehalococcus entheogenes</i> <i>strain 195</i> , <i>Desulfitobacterium</i> <i>sp. strain PCE 1</i> , <i>Pseudomonas</i> <i>putida (multiple strains)</i> , <i>P.</i> <i>cepacia G4</i> , <i>P. mendocina</i> , <i>Desulfobacterium sp.</i> , <i>Methanobacterium sp.</i> , <i>Methanosarcina sp. strain</i> <i>DCM</i> , <i>Alcaligenes eutrophus</i> <i>JMP 134</i> , <i>Methylosinus</i> <i>trichosporium OB3b</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Nitrosomonas</i> <i>europaea</i> , <i>Methylocystis parvus</i> <i>OBBP</i> , <i>Mycobacterium sp.</i> , <i>Rhodococcus erythropolis</i> | Moderada |
| Etanos Clorados | <i>Methanobacterium sp.</i> , <i>Desulfitobacterium sp.</i> , <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Clostridium sp.</i> , <i>C. sp.</i> <i>strain TCAIIB</i> . | Moderada |
| Metanos Clorados | <i>Acetobacterium sp.</i> , <i>Desulfobacterium sp.</i> , <i>Methanobacterium sp.</i> , <i>Pseudomonas sp.</i> <i>Strain KC</i> , <i>Escherichia coli K-12</i> , <i>Clostridium</i> <i>sp.</i> , <i>Methanosarcina sp.</i> , <i>Hyphomicrobium sp.</i> <i>strain DM2</i> . | Moderada |

Fonte: USEPA, 1998.

2.5.3 Terceira Linha de evidência: análise microbiológica

Microorganismos são a chave para o tratamento biológico de contaminantes, e incluem bactérias, protozoários, fungos, algas e vírus (MULLIGAN et al, 2004).

Em um ecossistema contaminado, a comunidade microbiana tende a ser dominada por organismos capazes de utilizar o contaminante em seus processos metabólicos e a introdução do poluente no ecossistema tende a reduzir a diversidade da comunidade bacteriana, promovendo a seleção de vias metabólicas envolvidas na degradação dos mesmos (MESQUITA, 2004).

Vários microorganismos já foram identificados por apresentarem a capacidade de degradar contaminantes, conforme ilustrado no **Quadro 1** acima, por isso, a avaliação da estrutura das comunidades, conjuntamente com a avaliação de parâmetros físico-químicos de uma

área, é imprescindível para determinar quais grupos de microrganismos estão presentes e suas densidades populacionais, e assim obter mais uma evidência da Atenuação Natural no local.

3. MÉTODOS EMPREGADOS, RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de dados do MNA no Estado de São Paulo

A relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo é atualizada e publicada anualmente no site da CETESB, em atendimento ao artigo 9º do Decreto 59.263/2013, visando dar publicidade às ações desenvolvidas pela CETESB no Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 2019).

Os dados utilizados para análise do MNA no Brasil foram retiradas da Relação de Áreas Contaminadas, disponibilizado pela CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

Os documentos disponibilizados pelo órgão em seu *site* são os seguintes:

- Áreas Cadastradas no Estado de São Paulo, em ordem alfabética;
- Áreas Cadastradas no Estado de São Paulo, por município;
- Áreas Cadastradas no Estado de São Paulo, por UGRHI;
- Áreas Cadastradas no Estado de São Paulo, por endereço;
- Áreas Cadastradas no Estado de São Paulo, por Agência da CETESB;
- Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado (AR) no Estado de São Paulo;
- Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME) no Estado de São Paulo;
- Áreas Contaminadas em Processo de Reutilização (ACRu) no Estado de São Paulo;
- Áreas Contaminadas em Processo de Remediação (ACRe) no Estado de São Paulo;
- Áreas Contaminadas com Risco Confirmado (ACRi) no Estado de São Paulo;
- Áreas Contaminadas sob Investigação (ACI) no Estado de São Paulo.

O documento utilizado para quantificar e detalhar o MNA no Estado de São Paulo foi o documento “R00116 Divulgação Áreas Processo de remediação” que consta no item Áreas Contaminadas em Processo de Remediação (ACRe) no Estado de São Paulo, disponível em << [R00116 Divulgação Áreas Processo de Remediação \(cetesb.sp.gov.br\)](http://R00116.Divulgacao.Areas.Processo.de.Remediacao.cetesb.sp.gov.br)>>. Este documento traz a ficha de todas as áreas em processo de remediação no estado de São Paulo até dezembro de 2019, do total de fichas foram selecionadas somente as áreas em que o MNA foi utilizado como técnica exclusiva ou associado a outras técnicas.

As seguintes informações foram analisadas:

- Atividade;
- Classificação segundo o Decreto 59.263/2013;
- Fontes de contaminação;
- Meios impactados;
- Grupos de contaminantes;
- Medidas de remediação implantadas;

Estas informações foram inseridas em planilha *excel* de modo que pudessem gerar uma análise.

3.1.1 Análise dos dados

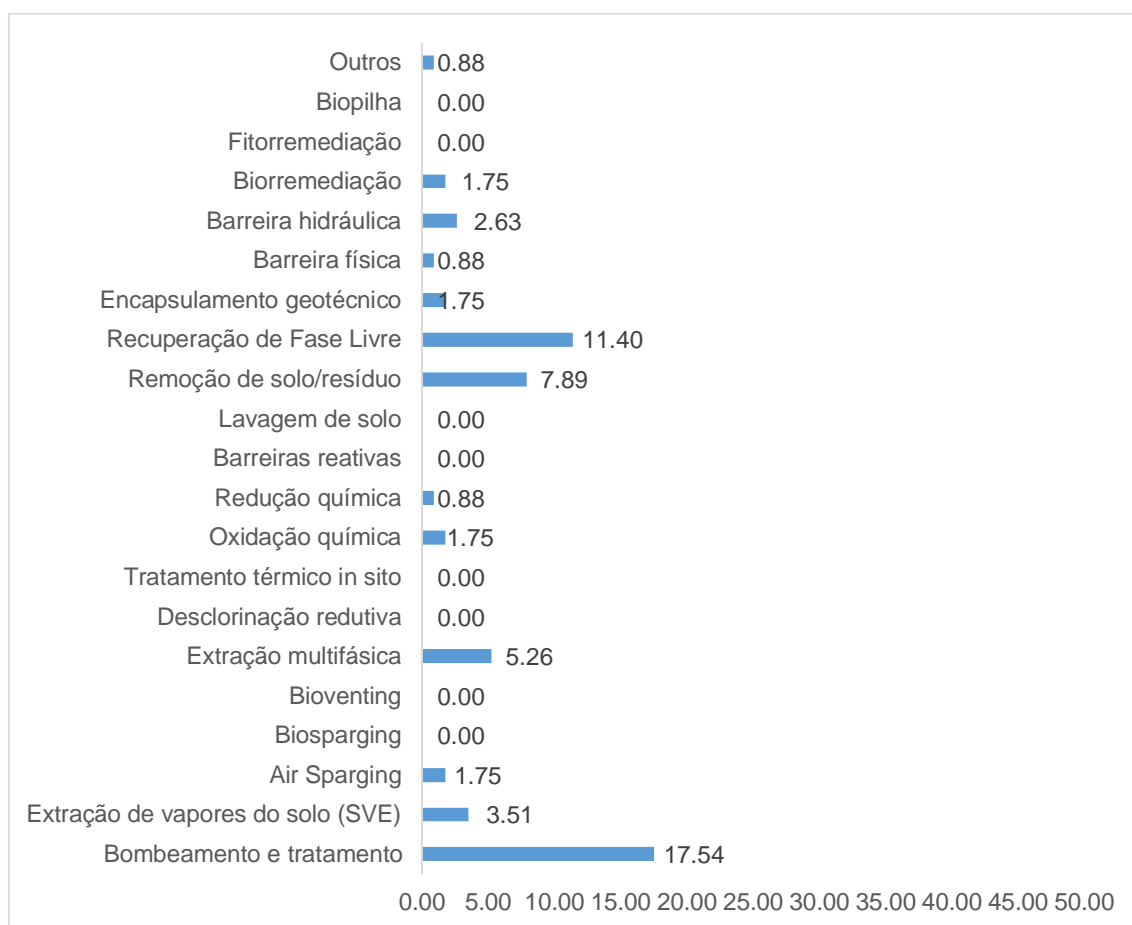
Em dezembro de 2019 um total de 1.429 áreas estavam cadastradas como Área em processo de remediação (ACRe) (CETESB, 2019). Destas, 114 (8%) utilizaram o MNA como técnica de remediação. Do total de áreas que utilizam o MNA, em 77 (67,54%) *sites* é utilizado como única técnica, enquanto que em 37 (32,46%) é utilizado com outra técnica associada.

A técnica em que o MNA é mais utilizado em conjunto no Estado de São Paulo é “Bombeamento e tratamento” (20), seguido por “Recuperação de Fase Livre” (13). A Tabela 7 e Error! Reference source not found. mostram todas as técnicas de remediação listadas pela CETESB e o quantitativo de associação à Atenuação Natural Monitorada.

Tabela 7. Distribuição das variáveis Técnica de remediação associadas ao MNA.

| Técnica de remediação | n | % |
|-----------------------------------|----------|----------|
| Bombeamento e tratamento | 20 | 17,54 |
| Extração de vapores do solo (SVE) | 4 | 3,51 |
| Air Sparging | 2 | 1,75 |
| Biosparging | 0 | 0,00 |
| Bioventing | 0 | 0,00 |
| Extração multifásica | 6 | 5,26 |
| Descolorinação redutiva | 0 | 0,00 |
| Tratamento térmico <i>in situ</i> | 0 | 0,00 |
| Oxidação química | 2 | 1,75 |
| Redução química | 1 | 0,88 |
| Barreiras reativas | 0 | 0,00 |
| Lavagem de solo | 0 | 0,00 |
| Remoção de solo/resíduo | 9 | 7,89 |
| Recuperação de Fase Livre | 13 | 11,40 |
| Encapsulamento geotécnico | 2 | 1,75 |
| Barreira física | 1 | 0,88 |
| Barreira hidráulica | 3 | 2,63 |
| Biorremediação | 2 | 1,75 |
| Fitorremediação | 0 | 0,00 |
| Biopilha | 0 | 0,00 |
| Outros | 1 | 0,88 |

Figura 6. Distribuição das variáveis técnica de remediação.



Fonte: A autora.

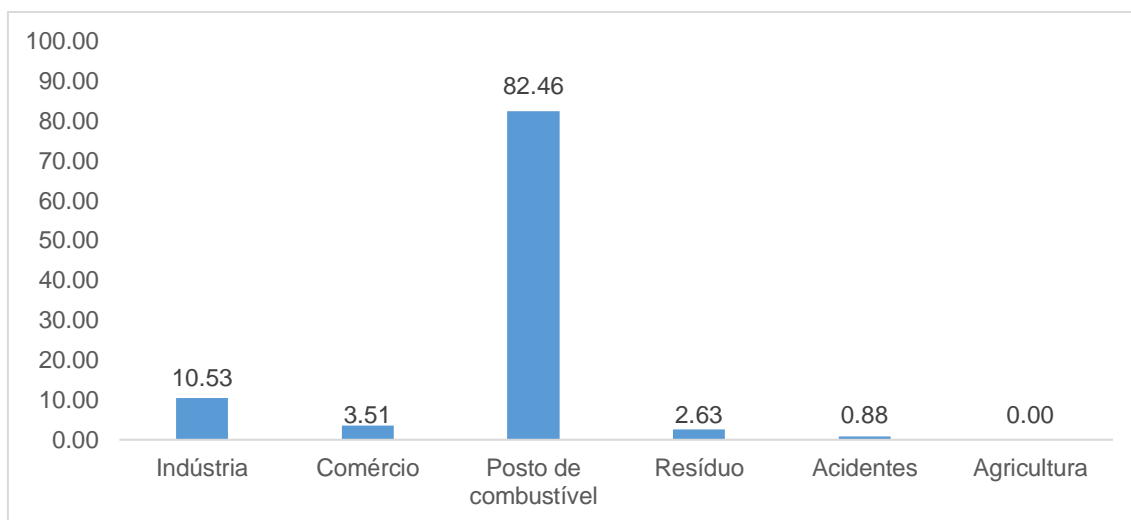
A **Tabela 10** mostra as técnicas de remediação escolhidas segundo cada o tipo de atividade.

Tabela 8. Distribuição da variável Medida de remediação segundo o Tipo de atividade.

| Medida de remediação | Indústria | | Comércio | | Posto de combustível | | Resíduo | | Acidentes | |
|-----------------------------------|-----------|--------|----------|-------|----------------------|-------|---------|-------|-----------|------|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Bombeamento e tratamento | 4 | 20,00 | 0 | 0,00 | 16 | 80,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Extração de vapores do solo (SVE) | 2 | 50,00 | 0 | 0,00 | 2 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Air Sparging | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Biosparging | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Bioventing | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Extração multifásica | 2 | 33,33 | 0 | 0,00 | 4 | 66,67 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Desclorinação redutiva | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Tratamento térmico <i>in situ</i> | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Oxidação química | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Redução química | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Barreiras reativas | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Lavagem de solo | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Remoção de solo/resíduo | 4 | 44,44 | 2 | 22,22 | 3 | 33,33 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Recuperação de Fase Livre | 3 | 23,08 | 1 | 7,69 | 9 | 69,23 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Encapsulamento geotécnico | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 1 | 50,00 | 0 | 0,00 |
| Barreira física | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Barreira hidráulica | 3 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Biorremediação | 2 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Fitorremediação | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Biopilha | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Outros | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |

A atividade que mais utilizou o MNA foi “Posto de Combustível”, seguido pela atividade “Indústria” (**Figura 12**Error! Reference source not found.) Segundo a CESTESB, 2019 a alta contribuição da atividade Posto de Combustível é resultado do desenvolvimento do programa de licenciamento, que vem sendo conduzido pela CETESB desde 2001, com a publicação da Resolução CONAMA No 273, de 2000.

Figura 7. Distribuição das variáveis tipo de atividade.



Fonte: A autora.

Na maioria dos casos a fonte de contaminação foi relacionada a problemas com a armazenagem, seguido por descarte/disposição incorretos (Tabela 9. Distribuição das variáveis Fonte de contaminação.)

Tabela 9. Distribuição das variáveis Fonte de contaminação.

| Fonte de Contaminação | n | % |
|-------------------------|-----|-------|
| Armazenagem | 103 | 92,79 |
| Produção | 3 | 2,70 |
| Manutenção | 3 | 2,70 |
| Emissões Atmosféricas | 0 | 0,00 |
| Tratamento de Efluentes | 0 | 0,00 |
| Descarte/Disposição | 6 | 5,41 |
| Infiltração | 4 | 3,60 |
| Acidentes | 3 | 2,70 |
| Desconhecida | 1 | 0,91 |

A **Tabela 12** mostra as fontes de contaminação provenientes de cada atividade. A fonte de contaminação proveniente da atividade Posto de Gasolina, foi o 1) armazenamento e 2) Infiltração. O armazenamento de combustíveis, em sua maioria ocorre em compartimentos instalados no subsolo, refletindo nos resultados de meios impactados, onde foi observado que a contaminação deu-se em sua maioria, na Água Subterrânea (zona saturada) (95,61%) e subsolo (zona não saturada) (42,98%) (Figura 14 e Tabela 13).

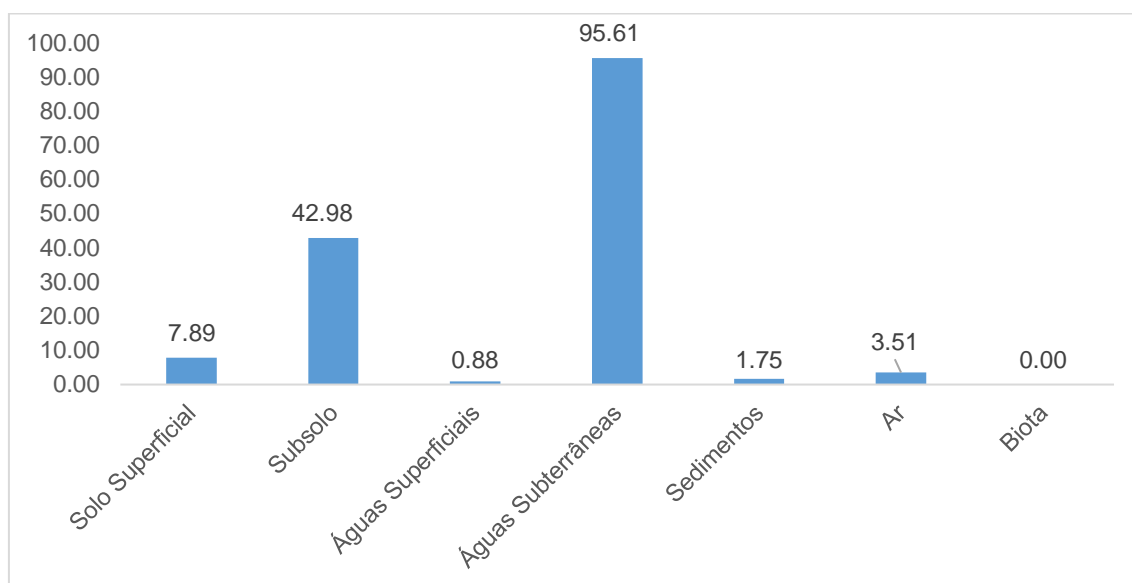
Tabela 10. Distribuição da variável Fonte de contaminação segundo o Tipo de atividade.

| Fonte de Contaminação | Indústria | | Comércio | | Posto de combustível | | Resíduo | | Acidentes | |
|-------------------------|-----------|--------|----------|-------|----------------------|-------|---------|-------|-----------|-------|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Armazenagem | 5 | 4,85 | 4 | 3,88 | 94 | 91,26 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Produção | 3 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Manutenção | 2 | 66,67 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 1 | 33,33 |
| Emissões Atmosféricas | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Tratamento de Efluentes | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Descarte/Disposição | 2 | 33,33 | 1 | 16,67 | 0 | 0,00 | 3 | 50,00 | 0 | 0,00 |
| Infiltração | 1 | 25,00 | 1 | 25,00 | 2 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Acidentes | 1 | 33,33 | 1 | 33,33 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 1 | 33,33 |
| Desconhecida | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |

Tabela 11. Distribuição da variável Meios impactados segundo o Tipo de atividade.

| Meios Impactados | Indústria | | Comércio | | Posto de combustível | | Resíduo | | Acidentes | |
|--------------------|-----------|--------|----------|------|----------------------|--------|---------|--------|-----------|-------|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Solo Superficial | 3 | 33,33 | 0 | 0,00 | 5 | 55,56 | 0 | 0,00 | 1 | 11,11 |
| Subsolo | 6 | 12,24 | 2 | 4,08 | 39 | 79,59 | 1 | 2,04 | 1 | 2,04 |
| Águas Superficiais | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 |
| Águas Subterrâneas | 12 | 11,01 | 4 | 3,67 | 89 | 81,65 | 3 | 2,75 | 1 | 0,92 |
| Sedimentos | 2 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Ar | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 4 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Biota | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |

Figura 8. Meios contaminados.



Fonte: A autora.

Os principais grupos de contaminantes encontrados nas áreas cadastradas refletem a influência da atividade de revenda de combustíveis, destacando-se “Combustíveis automotivos”, “solventes aromáticos” e “PAHs” (**Tabela 14**).

Tabela 12. Distribuição das variáveis Contaminantes.

| Contaminantes | n | % |
|----------------------------------|----------|----------|
| Metais | 10 | 8,77 |
| Outros inorgânicos | 6 | 5,26 |
| Solventes halogenados | 5 | 4,39 |
| Solventes aromáticos | 95 | 83,33 |
| PAHs | 58 | 50,88 |
| PCBs | 0 | 0,00 |
| Metano | 2 | 1,75 |
| Combustíveis automotivos | 101 | 88,60 |
| Outros vapores/gases | 0 | 0,00 |
| Fenóis | 2 | 1,75 |
| Biocidas | 1 | 0,88 |
| Ftalatos | 1 | 0,88 |
| Dioxinas e Furanos | 0 | 0,00 |
| Anilinas | 0 | 0,00 |
| Radionuclídeos | 0 | 0,00 |
| Microbiológicos | 0 | 0,00 |
| TPH | 4 | 3,51 |
| Solventes aromáticos halogenados | 2 | 1,75 |
| Outros | 3 | 2,63 |

Legenda: PAHs: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; PCB: Bifenilos policlorados;
TPH: Hidrocarbonetos totais de petróleo.

Tabela 13. Distribuição da variável Contaminantes segundo o Tipo de atividade.

| Contaminantes | Indústria | | Comércio | | Posto de combustível | | Resíduo | | Acidentes | |
|----------------------------------|-----------|--------|----------|-------|----------------------|--------|---------|-------|-----------|-------|
| | n | % | n | % | n | % | n | % | n | % |
| Metais | 7 | 70,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 3 | 30,00 | 0 | 0,00 |
| Outros inorgânicos | 4 | 66,67 | 1 | 16,67 | 0 | 0,00 | 1 | 16,67 | 0 | 0,00 |
| Solventes halogenados | 5 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Solventes aromáticos | 8 | 8,42 | 3 | 3,16 | 82 | 86,32 | 1 | 1,05 | 1 | 1,05 |
| PAHs | 3 | 5,17 | 1 | 1,72 | 52 | 89,66 | 1 | 1,72 | 1 | 1,72 |
| PCBs | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Metano | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 2 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Combustíveis automotivos | 3 | 2,97 | 3 | 2,97 | 94 | 93,07 | 0 | 0,00 | 1 | 0,99 |
| Outros vapores/gases | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Fenóis | 2 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Biocidas | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Ftalatos | 1 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Dioxinas e Furanos | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Anilinas | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Radionuclídeos | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Microbiológicos | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| TPH | 2 | 50,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 1 | 25,00 | 1 | 25,00 |
| Solventes aromáticos halogenados | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 2 | 100,00 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 |
| Outros | 1 | 33,33 | 0 | 0,00 | 0 | 0,00 | 2 | 66,67 | 0 | 0,00 |

Por fim, vale ressaltar que ao comparar os dados relacionados apenas às Áreas em processo de remediação (ACRe) que utilizam o MNA (associado ou não a outra técnica) e os dados de todas as ACRe, disponibilizados no relatório de Áreas Contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo, disponível em << [O que significa o número de 727 áreas contaminadas identificadas \(cetesb.sp.gov.br\)](https://cetesb.sp.gov.br/727)>>, é possível observar o mesmo padrão de principal atividade poluidora, principais meios contaminados e principais contaminantes, evidenciando que as características aqui descritas representam não apenas os sites em que o MNA é utilizado, mas as áreas em processo de remediação como um todo, no Estado de São Paulo.

3.2 As impressões de trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas contaminadas acerca do MNA.

Com o objetivo de descrever quais as impressões de trabalhadores da área de Gerenciamento de áreas contaminadas acerca do MNA no Estado de São Paulo e discutir se tais impressões correspondem aos dados disponibilizados pela CETESB e na literatura, foi disponibilizado um formulário *online* criado no *Google Forms*, cujo link foi divulgado apenas para trabalhadores da área.

O formulário está disponível no **Anexo 1**. Ao todo foram feitas 12 perguntas, sendo 11 delas de múltipla escolha, cujo conteúdo era o mesmo conteúdo contido nas fichas da CETESB referentes às Áreas em processo de remediação – ACRe (ver **Seção 3.1**), e uma delas dissertativas, cujas respostas pudessem ser comparadas ao que consta na literatura e estudos de caso.

O formulário *online* foi divulgado entre trabalhadores de empresas de consultoria ambiental e esteve disponível para receber respostas entre os dias 08/01/2021 a 31/01/2021. Nenhum dado que pudesse identificar de alguma forma o entrevistado foi coletado.

- *Perfil dos entrevistados*

Ao todo foram coletadas 57 respostas. Destas, a maioria eram Engenheiros ambientais (21), seguido por Analistas Ambientais (10) (**Tabela 16**).

Tabela 14. Função/Cargo exercido pelos entrevistados.

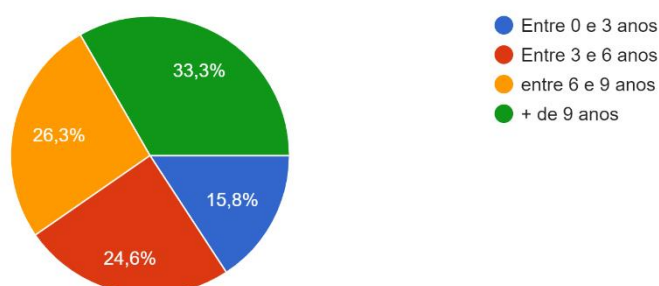
| Função/Cargo exercido | n | % |
|----------------------------------|----|-------|
| Engenheiro ambiental | 21 | 36,8% |
| Geólogo | 8 | 14,0% |
| Analista ambiental | 10 | 17,5% |
| Técnico ambiental | 0 | 0,0% |
| Assistente administrativo | 0 | 0,0% |
| Estagiário | 0 | 0,0% |
| Técnico de campo | 1 | 1,8% |
| Coordenador | 9 | 15,8% |
| Gerente | 4 | 7,0% |
| Diretor | 0 | 0,0% |
| Pesquisador em química ambiental | 1 | 1,8% |
| Consultor | 2 | 3,6% |
| Bióloga | 1 | 1,8% |

O tempo em que o entrevistado trabalha na área foi dividido em quatro categorias, sendo que a maioria trabalha há mais de nove anos com remediação de áreas contaminadas (**Figura 14**). Este dado é importante pois trouxe maior confiabilidade e conteúdo às respostas.

Figura 9. Tempo em que trabalha na área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Há quanto tempo você trabalha na área?

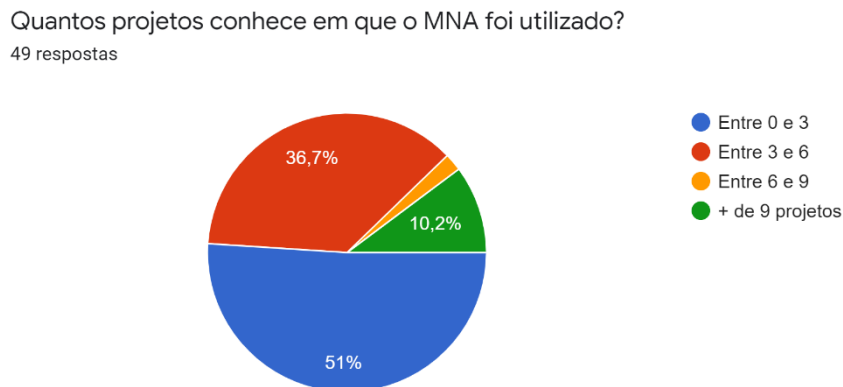
57 respostas



Fonte: A autora.

Mais de 80% dos entrevistados afirmaram que já trabalharam ou conhecem algum projeto em que o MNA foi utilizado, destes 51% disseram conhecer entre 0 e 3 projetos e 36,7% entre 3 e 6 projetos (**Figura 15**).

Figura 10. Quantitativo de projetos que utilizam MNA, segundo os trabalhadores de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.



Fonte: A autora.

- *Quais fatores influenciam para o Sucesso na aplicação do MNA?*

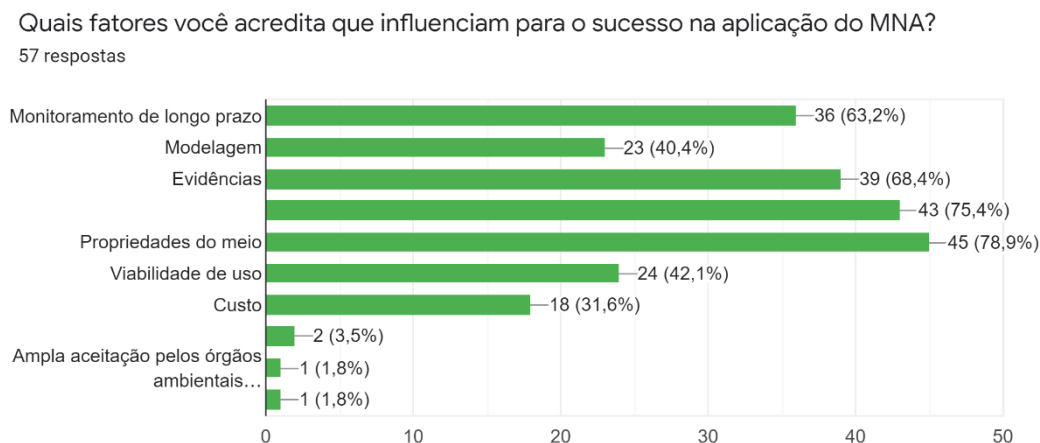
Para 78,9% dos participantes da pesquisa, o principal fator que influencia no sucesso da aplicação do MNA são as propriedades do meio. Este dado corrobora com a literatura, conforme descritos nas seções anteriores, em que sem uma caracterização minuciosa das propriedades do aquífero e solo não é possível obter parâmetros importantes como: porosidade, condutividade hidráulica, transmissividade, TOC e parâmetros físico-químicos que trarão respostas relacionadas à direção do fluxo de água subterrânea, advecção, dispersão, sorção, decaimento de primeira ordem e biodegradação.

A segunda alternativa mais votada foi a existência de evidências (75,4%). Segundo a EPA, 1999, o MNA deve ser adotado caso apresente ao menos duas das três principais linhas de evidência:

- 1) Diminuição das concentrações das substâncias químicas de interesse ao longo do tempo;
- 2) Condição geoquímica favorável à biodegradação;
- 3) Presença de microrganismos atuantes nos processos de biodegradação;

A **Figura 16** mostra os quantitativos de todas as respostas.

Figura 11. Fatores que influenciam para o sucesso na aplicação do MNA segundo trabalhos da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.



Fonte: A autora.

- *Quais fatores influenciam em falhas e dificuldades na aplicação do MNA?*

Os temas mais citados pelos participantes da pesquisa foram:

1. Modelo conceitual com incertezas, mal elaborado, com lacunas;
2. Desconhecimento das propriedades físico-químicas do meio;
3. Desconhecimento das propriedades físico-químicas dos contaminantes;
4. Desconhecimento da técnica no Brasil e baixa aceitação dos órgãos públicos;
5. Poucos dados para consulta no Brasil;
6. Longo prazo;

O desconhecimento das características do meio e um modelo conceitual com incertezas foi a principal causa apontada para falhas e dificuldades.

O desconhecimento das propriedades físico-químicas do meio e um modelo conceitual mal elaborado ocorre, principalmente, quando em muitas avaliações são adotados coeficientes da Literatura, ao invés de ser feita análise para sua determinação para o *site* específico. Isto acontece por falta de aporte financeiro para realização de análises em laboratório, desconhecimento ou falta de equipamento para realização de testes *in situ*. E isto leva a outro problema citado pelos participantes da pesquisa: há poucos estudos realizados no Brasil. Os parâmetros e coeficientes adotados na literatura dizem respeito a testes realizados, em sua maioria, nos Estados Unidos, Canadá ou Europa, proveniente da United States Environmental Protection Agency - USEPA. Adotar valores a partir de estudos realizados em outras regiões podem trazer erros ao não refletir as reais características de um ambiente tropical.

Por fim, a atenuação natural monitorada no Brasil muitas vezes não é aceita pelos órgãos públicos por ser associada a “não fazer nada”. Fato é que, de fato, muitas avaliações são incompletas e erroneamente indicam o MNA. No entanto, o Estudo de Caso 1 nos mostrará que uma avaliação da atenuação natural quando bem feita traz respostas importantes sobre o tempo de degradação de um contaminante e o quanto ele deslocará. Ao termos estas respostas podemos direcionar a remediação de maneira mais assertiva.

- *Expectativa vs. Realidade*

Era esperado que as respostas dadas pelos participantes da pesquisa fossem semelhantes aos dados disponíveis no banco de dados da CETESB referentes às Áreas em processo de remediação – ACRE existentes em dezembro de 2019. No entanto isso ocorreu apenas no que diz respeito aos meios impactados: 1) água subterrânea e 2) subsolo.

A fonte de contaminação mais citada pelos participantes da pesquisa foi “Produção” (69,4%), seguido por “Armazenagem” (57,1%), “Infiltração” (53,1%) e “Acidentes” (34,7%). Já o banco de dados da CETESB diz que 92,79% das fontes de contaminação eram relacionadas a “Armazenagem”, em segundo lugar “Descarte/disposição”, e empatados em terceiro com apenas 3 *sites*, está a produção, manutenção e acidentes.

O contaminante “Combustíveis automotivos” foi apenas o quarto citado (**Figura 15**) pelos trabalhadores. O mais citado foram os solventes halogenados. Solventes

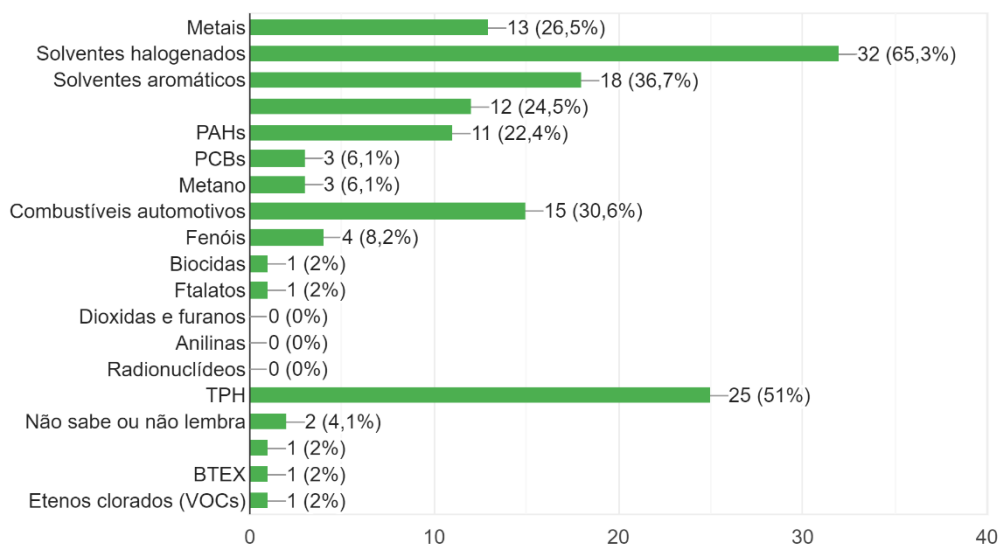
halogenados são aqueles que em sua estrutura contém átomos de Cloro (Cl), Flúor (F), Bromo (Br) e Iodo (I). Os solventes halogenados mais utilizados são: clorofórmio, diclorometano, tetracloreto de carbono, tricloroetano e bromofórmio. Os Hidrocarbonetos como pentano, hexano, tolueno benzeno, ciclohexano, xileno) éteres (éter etílico, éter dietílico e outros), ésteres (acetato de etila ou etanoato de etila) aldeídos (aldeído acético), cetonas (acetona), álcoois (metanol, etanol, álcool isopropílico, álcool butílico, etc) também são solventes, porém solventes aromáticos, segundo contaminante mais citado. O terceiro mais citado foi o TPH, um termo usado para descrever uma grande família de várias centenas de compostos químicos que originalmente vêm do petróleo bruto; a principal e mais específica parte destes compostos são hidrocarbonetos não polares e ligeiramente polares de estrutura alifática, aromática e alicíclica.

Como a CETESB não informa qual o método de escolha para classificação de “Combustíveis automotivos”, não é possível afirmar se as respostas dos participantes convergiram ou divergiram dos dados, porque os três contaminantes mais citados poderiam também ser enquadrados como “Combustíveis automotivos”, já que alguns dos elementos compõem combustíveis.

Figura 12. Principais contaminantes tratados por MNA, segundos trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Quais eram os contaminantes?

49 respostas

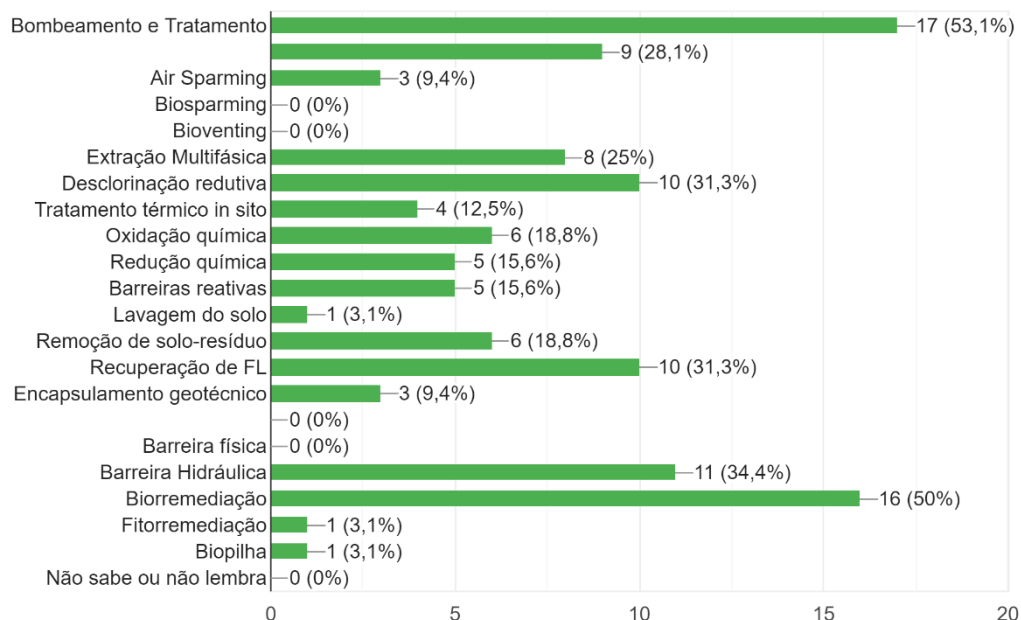


Fonte: A autora.

A técnica associada ao MNA mais citada foi o Bombeamento e tratamento, o que também evidenciou o banco de dados da CETESB, porém, a segunda técnica mais citada pelos trabalhadores (Biorremediação – 50%), apareceu apenas duas vezes no banco de dados da CETESB.

Figura 13. Principais técnicas de remediação associadas ao MNA, segundo trabalhadores da Área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Nos projetos que tem conhecimento, com qual técnica o MNA foi mais utilizado em conjunto?
32 respostas



Fonte: A autora.

Por fim, o objetivo de conhecer as percepções dos trabalhadores da área de remediação de áreas contaminadas foi positivamente atendido. As divergências das respostas obtidas em relação ao banco de dados da CETESB trazem alguns questionamentos:

1. Os trabalhadores que participaram da pesquisa responderam com seriedade e atenção?
2. A seleção/estruturação de informações no banco de dados da CETESB é feita de que forma?

Considerando que o questionário foi disponibilizado pessoalmente apenas para trabalhadores da área e que a maioria afirmou trabalhar há mais de 9 anos neste segmento, a resposta ao primeiro questionamento seria “sim”. É possível então, que as divergências nas respostas tenham ocorrido devido ao fato de cada participante ter adotado premissas diferentes para suas respostas, divergindo inclusive das premissas da CETESB, que não divulga de que forma estrutura seu banco de dados.

3.3 ESTUDO DE CASO 1

Visando aplicar as teorias apresentadas neste trabalho, foi realizado um estudo de caso acerca da remediação de uma área contaminada por compostos solventes clorados, utilizando a Atenuação Natural Monitorada. A Área estudada corresponde a uma antiga unidade industrial desativada desde o ano 2015, localizada próximo a cidade de São Paulo, Brasil. Os nomes das empresas envolvidas serão preservados, pelo fato de serem informações confidenciais.

Desde 1997, a partir da identificação de contaminação no solo e na água subterrânea locais por solventes clorados, diversas investigações ambientais, assim como ações de remediação, têm sido realizadas com o objetivo de melhor entender os impactos, avaliar a existência de potenciais riscos relacionados e mitigá-los/remediá-los. No que diz respeito às ações de remediação, ao longo dos anos, as seguintes foram implementadas:

- Pump and Treat (P&T) com tratamento de água por meio de Air Stripper;
- Oxidação ou redução química in situ, sendo definido o uso do persulfato ativado por base (BCP - Base Catalyzed Persulfate) como agente remediador;
- Sistema de Despressurização do Contrapiso (SSDS – Sub-slab Despressurization System);
- Remoção manual de fase líquida densa não aquosa (DNAPL - Dense Non-Aqueous Phase Liquid);

De forma geral, o monitoramento dos contaminantes presentes na Água Subterrânea e as análises históricas dos contaminantes evidenciam que as plumas de fase dissolvida na área externa estão delimitadas, e que mesmo que algumas substâncias químicas de interesse tenham ultrapassado as Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) calculadas, os riscos não se completam, devido: 1) não há mais a permanência de trabalhadores no site devido ao término das atividades em 2015; 2) o sistema SSDS permanece operando de forma eficiente, atuando na mitigação da intrusão de vapores para aqueles receptores que acessam esporadicamente o local; 3) muitos poços que indicaram risco potencial estão instalados em área aberta; 4) nos níveis do aquífero semiconfinado, não há uso de água subterrânea para consumo no site ou região.

Desta forma, realizou-se a avaliação do processo de Atenuação Natural de contaminantes na área, a fim de se constatar (ou não) a possibilidade de adoção desta abordagem de remediação para o site.

3.3.1 Caracterização geral do local contaminado

- Aquífero freático/aquitarde

Correspondendo ao horizonte raso, este é essencialmente composto de argila siltosa a arenosa, associada a depósitos quaternários ou terciários. Como essa camada apresenta um pacote espesso (aproximadamente 7 a 18 m), possui poços de monitoramento com profundidades variadas e, como resultado, existem diferenças nos valores de condutividade hidráulica, que variam de 10^{-6} (baixa zona de advecção e difusão) a 10^{-7} cm/s (zona de armazenamento). A direção preferencial do fluxo de água subterrânea nesta zona do aquífero é para o nordeste (NE)/leste (E) e sul (S)/sudeste (SE), sendo consistente com o relevo da superfície, que rebaixa nessas direções.

Para melhor análise do solo neste aquífero, foi realizada análise granulométrica. A **Figura 19** mostra a definição granulométrica de um solo segundo a NBR 6502/1995 e USDA/1975.

Figura 14. Definição granulométrica segundo NBR 6502/1995 e USDA/1975.

| 0,002mm 0,060mm | | 0,200mm | | 0,600mm | | 2,00mm (NBR 6502) | | |
|-----------------|-------|------------------|------------|-------------|--------------|---------------------|--|------------|
| Argila | Silte | Areia Fina | | Areia Média | | Areia Grossa | | Pedregulho |
| | | Areia Muito Fina | Areia Fina | Areia Média | Areia Grossa | Areia Muito Grossa | | |
| 0,002mm 0,053mm | | 0,125mm | 0,250mm | 0,500mm | 1,00mm | 2,00mm (USDA, 1975) | | |

Fonte: Arcadis, 2020.

A **Figura 20** apresenta o resultado da análise Granulométrica-NBR 7181/2016 - Definição NBR-6502/1995 – Classificação Embrapa 2018 “Sistema Brasileiro de Classificação de Solos” de uma sondagem realizada no *site*.

Figura 15. Resultados da análise granulométrica-NBR 7181/2016 - Definição NBR-6502/1995.

| Número de Ordem do LRAC | Designação do Cliente | Argila (%) | Silte (%) | Areia Total (%) | Classificação Textural | Porcentagem da Fração Grossa | | | | | | | |
|--|-----------------------|------------|-----------|-----------------|------------------------|------------------------------|-----------------|------------------|---|---------|--------|---------|---------|
| | | | | | | Areia Total Fracionada | | | % de pedregulhos ou grãos retidos em #: | | | | |
| | | | | | | Areia Fina (%) | Areia Média (%) | Areia Grossa (%) | 2,0 mm | 4,75 mm | 9,5 mm | 19,0 mm | 25,0 mm |
| 87-20 | SD-42 (3,0-3,5 m) | 16,1 | 44,2 | 39,7 | Média | 32,9 | 4,2 | 2,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Porcentagem de finos, que passam na peneira ASTM 200 (0,075mm): 60,3% . | | | | | | | | | | | | | |

Fonte: Arcadis, 2020.

- Aquífero semiconfinado raso

Corresponde a um aquífero semiconfinado pela camada do aquífero freático/aquitarde. Sua porção mais rasa é composta de saprólito que resultou em maior grau de intemperismo da rocha, sem qualquer evidência das estruturas originais da rocha, com poços instalados a uma profundidade de aproximadamente 30 m. Esse horizonte mostra maiores valores de condutividade hidráulica horizontal (10-5 cm/s) quando comparado ao aquífero sedimentar subjacente. A direção preferida do fluxo das águas subterrâneas é para leste (E), sudeste (SE) e nordeste (NE).

- Aquífero semiconfinado profundo

Os poços no aquífero semiconfinado profundo são instalados com profundidades variando entre 37 e 71,3 m, correspondendo ao saprólito com menor grau de intemperismo (estruturas originais de rochas preservadas) e apresentando geometria definida pela profundidade da rocha subterrânea subjacente. A condutividade hidráulica horizontal neste horizonte é semelhante à condutividade do aquífero raso semiconfinado, sugerindo que as estruturas de filiação exercem uma influência maior na dinâmica do fluxo de águas subterrâneas (anisotropia). A direção preferencial do fluxo das águas subterrâneas, bem como no aquífero semiconfinado, é leste (E), sudeste (SE) e nordeste (NE).

3.3.2 Avaliação de MNA

A avaliação de MNA para o *site* em questão foi realizada a partir dos dados obtidos na campanha de monitoramento da água subterrânea mais recente. A avaliação baseou-se

nas duas linhas de evidência: 1) Análise da Evolução dos contaminantes e 2) Análise geoquímica.

3.3.2.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse

A seguir são apresentadas as conclusões acerca de cada uma das análises utilizadas na avaliação da linha de evidência 1.

- **Análise visual do comportamento das plumas das Substâncias Químicas de Interesse - SQI e subprodutos de degradação ao longo do tempo**

Foi possível observar que a extensão das plumas e as concentrações de PCE vêm diminuindo ao longo do tempo. As plumas de cis+trans-1,2-DCE e CV apresentavam comportamento de ligeira expansão nos primeiros monitoramentos (2012 e 2013). No entanto tendências estáveis foram observadas durante as campanhas de monitoramento mais recentes e houve diminuição nas duas últimas campanhas de monitoramento. A pluma de TCE também mostra estabilidade, semelhante aos demais SQI, no entanto, uma ligeira dispersão para o norte/nordeste foi observada na campanha atual.

A partir dessa análise visual e qualitativa, observa-se o comportamento esperado das plumas de contaminação em degradação: diminuição da extensão e concentração da SQI principal (PCE) e aumento dos subprodutos de degradação (TCE, 1,2-DCE e CV), que também serão degradados ao longo do tempo.

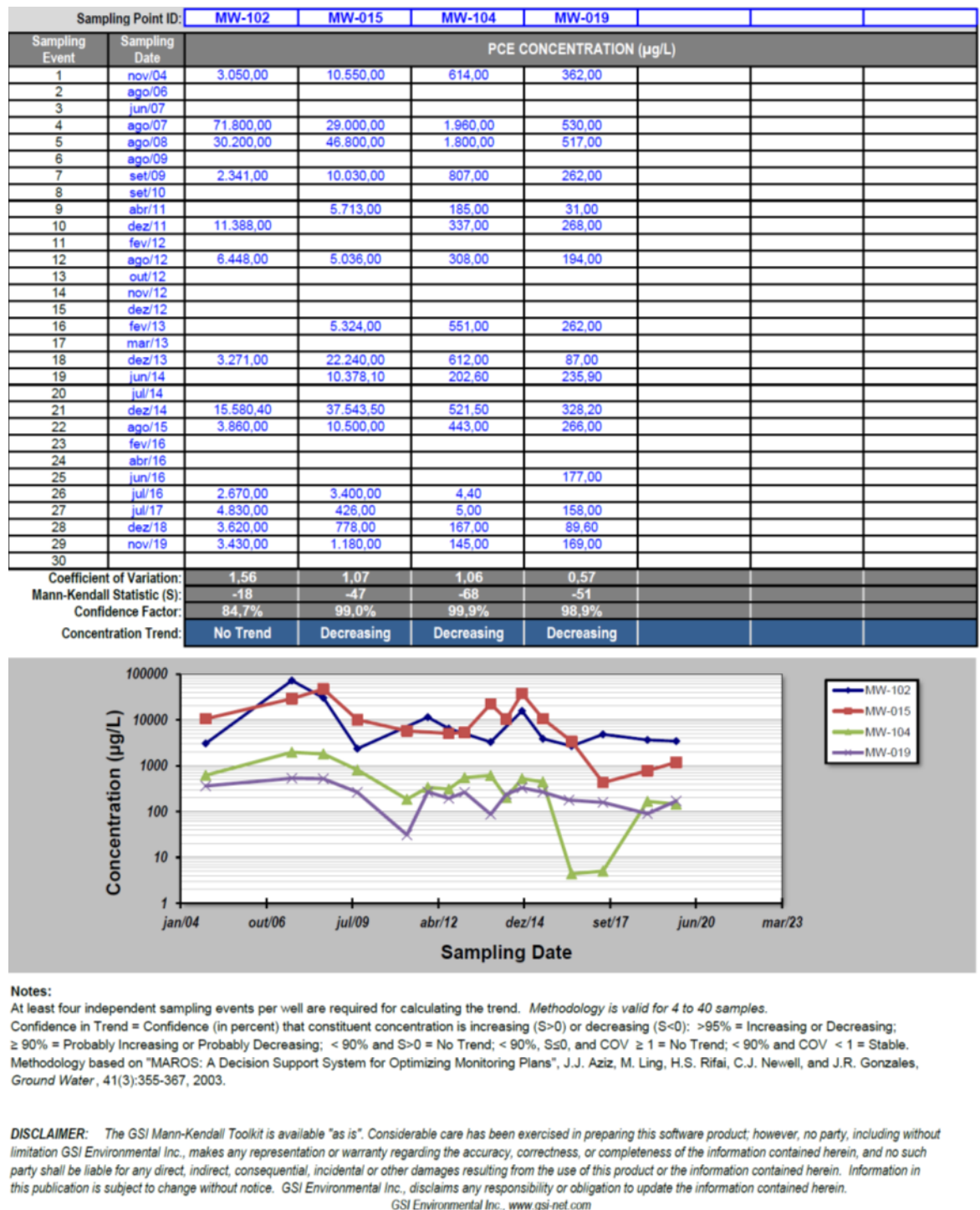
- **Análise de *Mann-Kendall***

Usando as métricas características do método, a tendência da concentração de cada contaminante pode ser classificada nas seguintes categorias: crescente, decrescente, provavelmente crescente, provavelmente decrescente, estável ou sem tendência.

Para a avaliação da tendência das concentrações no *site*, foram delimitados dois cortes (1-1' e 2-2'), que representam as duas principais direções do fluxo de água subterrânea, partindo dos dois principais centros de massa do site.

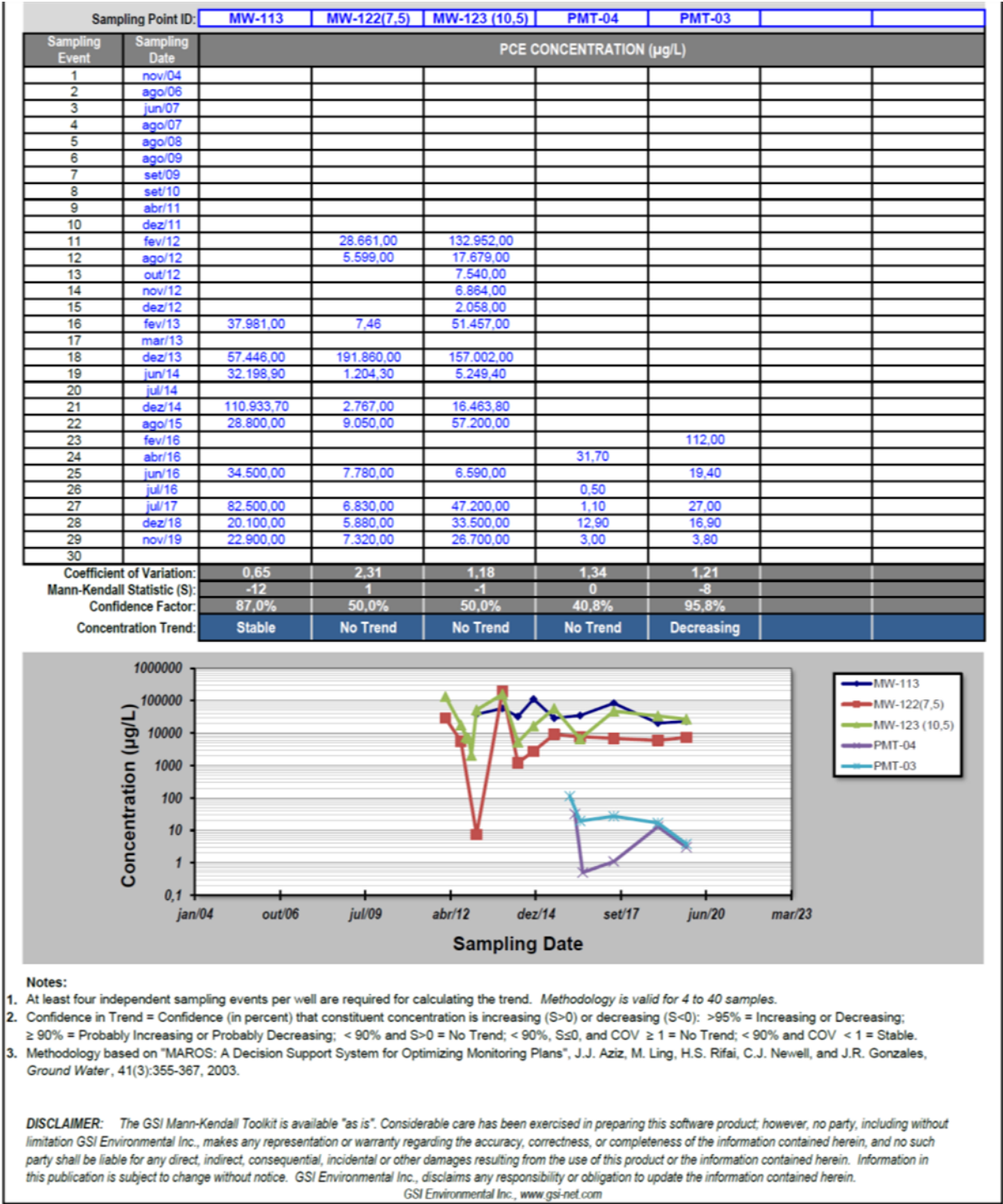
A **Figura 21 e 22** apresentam o resultado das análises de *Mann-Kendall* para ambos os cortes.

Figura 16. Mann-Kendall - Corte 1-1' - Estudo de Caso 1.



Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 17. Mann-Kendall - Corte 2-2' - Estudo de Caso 1. Fonte: Arcadis.



Fonte: Arcadis, 2020.

Somente o poço MW-102 não apresentou tendência clara de aumento ou diminuição (*no trend*). Os demais poços apresentaram tendência de diminuição nas concentrações (*decreasing*), com um valor estatístico médio "S" de -46 (negativo, indicando que as concentrações estão diminuindo) e um fator de confiança médio de 95,62%, mantendo as tendências observadas em campanhas anteriores.

Para a avaliação das tendências de PCE na seção 2-2', foram utilizadas as concentrações dos poços MW-113, MW-122 (7,5m), MW-123 (10,5m), PMT-04 e PMT-03. As concentrações no poço MW-113 apresentaram tendência estável (*stable*) e nos poços MW-122(7,5m), MW-123(10,5m) e PMT-04 as concentrações não apresentaram tendência clara de crescimento ou decaimento (*no trend*), mantendo as tendências observadas na campanha passada (dez/2018). O poço PMT-03, que na campanha passada não havia apresentado tendência clara, na campanha atual apresentou tendência decrescente (*decreasing*), com um valor estatístico médio "S" de -4 (negativo, indicando que as concentrações estão diminuindo) e um fator de confiança médio de 64,74%.

Portanto, os poços localizados nas seções transversais 1-1' e 2-2' apresentam tendência de diminuição na concentração do PCE conforme a análise de *Mann-Kendall*.

- **Cálculo de fluxo de massa**

Foram realizados *transects* na planta do *site* de modo que cortassem os dois principais centros de massa e perpendiculares ao sentido do fluxo de água subterrânea.

Para o cálculo dos fluxos de massa, foi utilizado o software "*Mass Flux Toolkit*" (ESTCP, 2011).

As **Figuras 23 e 24** apresentam exemplos das telas de entrada e saída do *software*.

Figura 18. Entrada de dados relacionadas às concentrações de PCE e no transect 1 - CASO 1.

Input Data and Grid

Site Location and I.D.: **Description:**

4. CHOOSE TRANSECT **5. CHOOSE TIME PERIOD**

6. ENTER TRANSECT DATA

6.1 Distance of Transect 1 from Source (m)

6.2 ☐ Darcy Velocity ☒ Hydraulic Conductivity **6.6** ☐ Sampling Interval ☒ Mid Point of Sampling Interval

6.3 Hydraulic Conductivity Units **6.4** Uniform Hydraulic Conductivity? **6.5** Uniform Hydraulic Gradient?

Hydraulic Conductivity (cm/sec)
Hydraulic Gradient (cm/cm)

| Monitoring Point | Distance of Monitoring Point from Start of Transect (m) | Mid Point of Sampling Interval (m MSL) | Plume Top (m MSL) | Plume Bottom (m MSL) | Concentration (ug/L) | |
|---------------------|---|--|-------------------|----------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | | | | | Constituent A <i>PCE</i> | Constituent B <i>TCE</i> |
| 1 Start of Transect | 0 | | | | 0 | 0 |
| 2 End of Transect | 110 | | | | 0 | 0 |
| 3 MW-001 | 8.5 | 783.938 | 787.248 | 781.748 | 26.7 | 9.11 |
| 4 MW-217 | 34.6 | 786.15 | 788.15 | 782.33 | | |
| 5 MW-116 | 47.49 | 785.705 | 788.145 | 782.325 | 1408.7 | 27.5 |
| 6 MW-107 | 56.5 | 784.727 | 788.127 | 782.307 | 924 | 187.2 |
| 7 MW-120 | 59.4 | 788.5 | 788.72 | 781.4 | 17027.2 | 111.4 |
| 8 MW-102 | 78.3 | 782.704 | 786.894 | 780 | 15580.4 | 9121.4 |
| 9 MW-008 | 84.88 | 784.713 | 786.493 | 780 | 912.9 | 637.1 |
| 10 MW-105 | 102.53 | 776.139 | 782 | 774.139 | 36.2 | 74.2 |
| 11 | | | | | | |
| 12 | | | | | | |
| 13 | | | | | | |
| 14 | | | | | | |
| 15 | | | | | | |

7. CHOOSE GRID (OPTIONAL) Current Grid: Number of rows Number of columns Refine Grid By: Refined Grid:

8. SELECT CONSTITUENT FOR CALCULATIONS ☒ PCE ☐ TCE

Next Step: Continue Data Input

[Back to Transect Calculator Screen](#) [Import MW Data](#) [Export MW Data](#) [See Conc/Flux Grids](#)

[Clear Screen](#) [Paste Example](#) [Restore Table Formatting](#) [Print](#) [HELP](#)

Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 19. Resultados do fluxo de massa de PCE no transect 1 - CASO 1.

Mass Flux Result

TOTAL MASS FLUX (g/day) (kg/yr)

Next Step: Mass Flux Summary [Run/View Uncertainty Analysis \(Optional\)](#) [View Final Concentration Grid](#) [Back to Data Grid](#) [Print](#) [HELP](#)

PCE Mass Flux (g/day)

Distance from Edge of Transect (m)

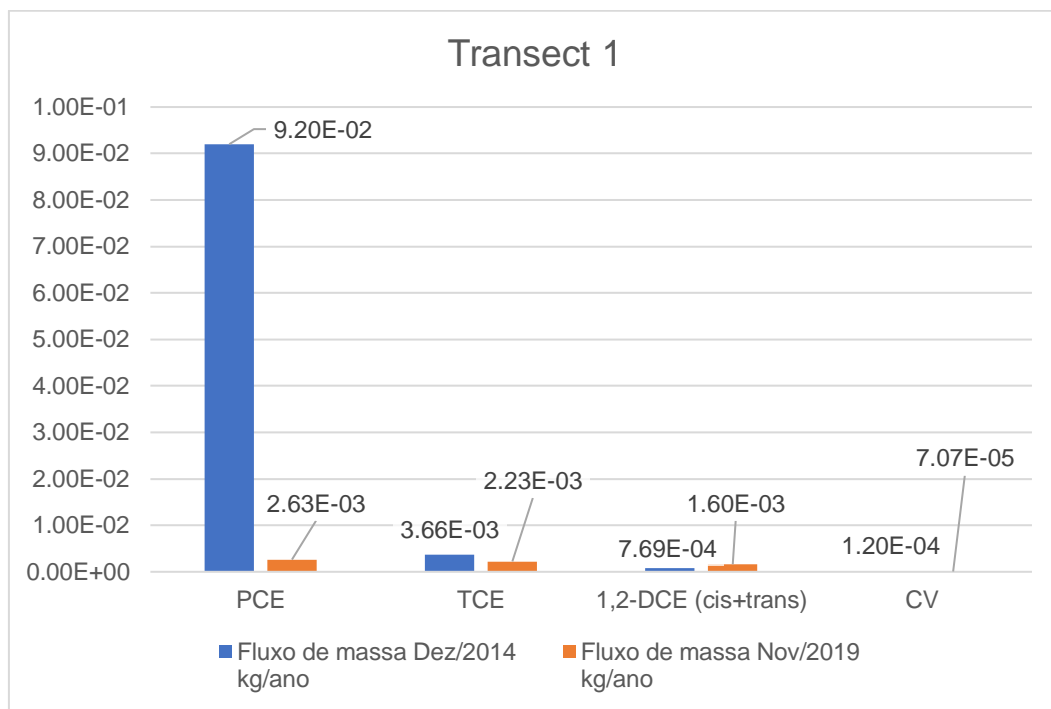
| Start of Transect | MW-001 | MW-217 | MW-116 | MW-107 | MW-120 | MW-102 | MW-008 | MW-105 | End of Transect |
|-------------------|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------------|
| 0,0 | 8,5 | 34,6 | 47,5 | 56,5 | 59,4 | 78,3 | 84,9 | 102,5 | 110,0 |
| 8,1 | | | | | 1,05E-01 | | | | |
| 9,6 | | 1,56E-02 | 8,74E-03 | 3,12E-03 | 1,05E-01 | | | | |
| 11,0 | 0 | 6,81E-06 | 4,05E-04 | 2,27E-04 | 8,11E-05 | 1,48E-04 | 2,93E-03 | 1,63E-04 | |
| 12,5 | 0 | 6,81E-06 | 4,05E-04 | 2,27E-04 | 8,11E-05 | 1,48E-04 | 2,93E-03 | 1,63E-04 | |
| 13,9 | 0 | 6,81E-06 | | | 1,48E-04 | 2,93E-03 | 1,63E-04 | | |
| 15,4 | | | | | | 2,93E-03 | 1,63E-04 | 6,70E-06 | 0 |
| 16,9 | | | | | | | | 6,70E-06 | 0 |
| 18,3 | | | | | | | | 6,70E-06 | 0 |
| 19,8 | | | | | | | | 6,70E-06 | 0 |
| 21,2 | | | | | | | | 6,70E-06 | 0 |
| 22,7 | | | | | | | | 6,70E-06 | 0 |

Depth in m-bgs

Fonte: Arcadis, 2020.

A **Figura 25** mostra a comparação do fluxo de massa com as concentrações quantificadas de PCE, TCE, 1,2-DCE e CV (em kg/ano) entre 2014 e 2019. Uma redução de uma ordem de magnitude é observada no fluxo de massa de PCE entre as duas datas (0,0920 kg/ano em 2014 a 0,00263 kg/ano em 2019). Houve uma redução menos significativa entre o fluxo de massa de TCE e CV e um ligeiro aumento no fluxo de 1,2-DCE.

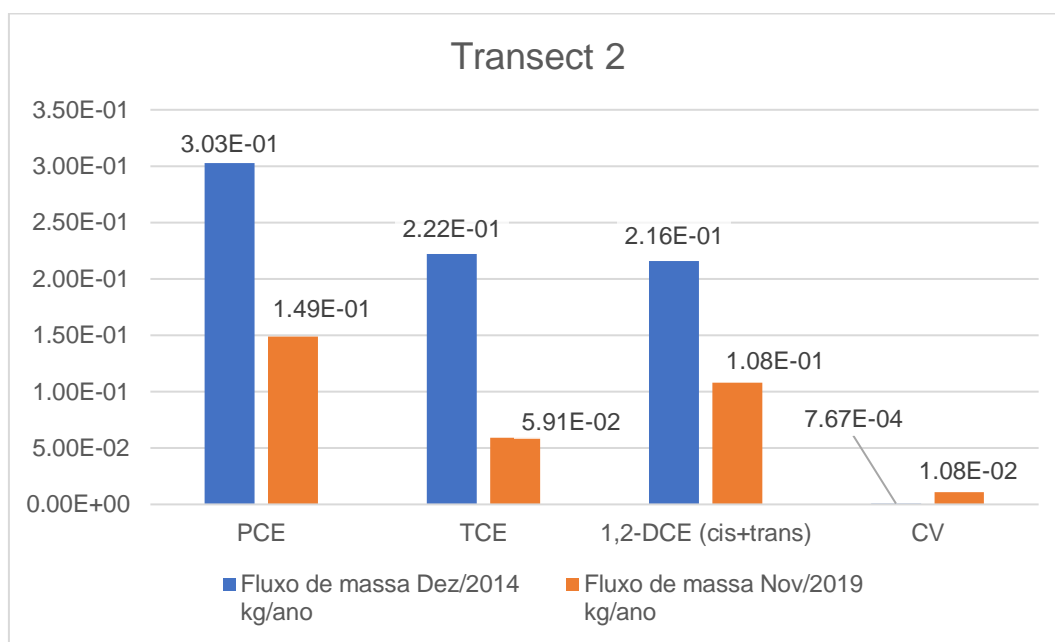
Figura 20. comparação do fluxo de massa com as concentrações quantificadas de PCE, TCE, 1,2-DCE e CV (em kg/ano)



Fonte: Arcadis, 2020.

A **Figura 26** apresenta a comparação do fluxo de massa com as concentrações quantificadas de PCE, TCE, 1,2-DCE e CV (em kg/ano) entre 2014 e 2019. Esses dados sugerem uma diminuição no fluxo de massa de PCE, TCE e 1,2-DCE no *transect* e um aumento de duas casas decimais no fluxo de CV.

Figura 21. Fluxo de massa histórico no transect 2 - CASO 1



Fonte: Arcadis, 2020.

Desta forma, observa-se a diminuição do fluxo de massa ao longo de ambos os *transects*, sobretudo no que diz respeito ao PCE, o que pode indicar um processo de atenuação natural das SQI.

- **Utilização da ferramenta “*Natural Attenuation Screening Protocol*” (USEPA, 1998)**

Foi utilizada a ferramenta “*Natural Attenuation Screening Protocol*” (USEPA, 1998) para avaliação de poços representativos dos dois principais centros de massa existentes no site. Os parâmetros analisados por essa ferramenta são: OD, nitrato, ferro dissolvido, sulfato sulfito, metano, ORP, pH, TOC, temperatura, dióxido de carbono, alcalinidade, cloreto, hidrogênio, ácidos graxos voláteis, BTEX, PCE, TCE, DCE, CV, 1,1,1-TCA, DCA, tetracloreto de carbono, cloroetano, etano/eteno, clorofórmio, diclorometano, além dos intervalos em que estes se encontram.

Um valor de ponderação é dado para cada parâmetro de acordo com essas faixas, conforme encontrado na **Tabela 7 - Ferramenta “*Natural Attenuation Screening Protocol*” (USEPA, 1998)**, disponível na **Seção 2.8.1**.

Para a aplicação da ferramenta, foram escolhidos dois poços localizados em cada um dos dois principais centros de massa do *site*.

As **Figuras 27 e 28** apresentam os resultados da aplicação da ferramenta para cada uma das áreas. Um centro de massa apresentou a pontuação 17, que segundo EPA,1998 significa “Adequada evidência de ocorrência de biodegradação anaeróbica”. O outro centro de massa apresentou pontuação 29, que significa “Forte evidência de ocorrência de “biodegração anaeróbica”.

Figura 22. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) – Centro de Massa 1 - CASO 1

| Natural Attenuation Screening Protocol | | Interpretation | Score | Score: 17 Scroll to End of Table | |
|---|------------------------------------|--|----------|--|----------------|
| <small>The following is taken from the USEPA protocol (USEPA, 1998). The results of this scoring process have no regulatory significance.</small> | | Inadequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 0 to 5 | | |
| | | Limited evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 6 to 14 | | |
| | | Adequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 15 to 20 | | |
| | | Strong evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | >20 | | |
| Analysis | Concentration in Most Contam. Zone | Interpretation | Yes | No | Points Awarded |
| Oxygen* | <0.5 mg/L | Tolerated, suppresses the reductive pathway at higher concentrations | ● | ○ | 3 |
| | > 5mg/L | Not tolerated; however, VC may be oxidized aerobically | ○ | ● | 0 |
| Nitrate* | <1 mg/L | At higher concentrations may compete with reductive pathway | ○ | ● | 0 |
| Iron II* | >1 mg/L | Reductive pathway possible; VC may be oxidized under Fe(III)-reducing conditions | ○ | ● | 0 |
| Sulfate* | <20 mg/L | At higher concentrations may compete with reductive pathway | ● | ○ | 2 |
| Sulfide* | >1 mg/L | Reductive pathway possible | ○ | ○ | |
| Methane* | >0.5 mg/L | Ultimate reductive daughter product, VC Accumulates | ○ | ● | 0 |
| Oxidation Reduction Potential* (ORP) | <50 millivolts (mV) | Reductive pathway possible | ○ | ● | 0 |
| | <-100mV | Reductive pathway likely | ○ | ● | 0 |
| pH* | 5 < pH < 9 | Optimal range for reductive pathway | ○ | ● | -2 |
| TOC | >20 mg/L | Carbon and energy source; drives dechlorination; can be natural or anthropogenic | ○ | ● | 0 |
| Temperature* | >20°C | At T >20°C biochemical process is accelerated | ● | ○ | 1 |
| Carbon Dioxide | >2x background | Ultimate oxidative daughter product | ○ | ○ | |
| Alkalinity | >2x background | Results from interaction of carbon dioxide with aquifer minerals | ● | ○ | 1 |
| Chloride* | >2x background | Daughter product of organic chlorine | ● | ○ | 2 |
| Hydrogen | >1 nM | Reductive pathway possible, VC may accumulate | ○ | ○ | |
| Volatile Fatty Acids | >0.1 mg/L | Intermediates resulting from biodegradation of aromatic compounds; carbon and energy source | ○ | ○ | |
| BTEX* | >0.1 mg/L | Carbon and energy source; drives dechlorination | ● | ○ | 2 |
| PCE* | | Material released | ● | ○ | 0 |
| TCE* | | Daughter product of PCE ^a | ● | ○ | 2 |
| DCE* | | Daughter product of TCE. If cis is greater than 80% of total DCE it is likely a daughter product of TCE ^a ; 1,1-DCE can be a chem. reaction product of TCA | ● | ○ | 2 |
| VC* | | Daughter product of DCE ^a | ● | ○ | 2 |
| 1,1,1-Trichloroethane* | | Material released | ○ | ● | 0 |
| DCA | | Daughter product of TCA under reducing conditions | ○ | ● | 0 |
| Carbon Tetrachloride | | Material released | ○ | ● | 0 |
| Chloroethane* | | Daughter product of DCA or VC under reducing conditions | ○ | ● | 0 |
| Ethene/Ethane | >0.01 mg/L | Daughter product of VC/ethene | ○ | ● | 0 |
| | >0.1 mg/L | Daughter product of VC/ethene | ○ | ● | 0 |
| Chloroform | | Daughter product of Carbon Tetrachloride | ○ | ● | 0 |
| Dichloromethane | | Daughter product of Chloroform | ● | ○ | 2 |

* required analysis.
a/ Points awarded only if it can be shown that the compound is a daughter product (i.e., not a constituent of the source NAPL).

End of Form

SCORE Reset

Figura 23. Ferramenta “Natural Attenuation Screening Protocol” (USEPA, 1998) - Centro de Massa 2 - CASO 1

| Natural Attenuation Screening Protocol | | Interpretation | Score | <div>Score: 29</div> <div>Scroll to End of Table</div> | |
|---|--|---|----------|--|--|
| <small>The following is taken from the USEPA protocol (USEPA, 1998). The results of this scoring process have no regulatory significance.</small> | | Inadequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 0 to 5 | | |
| | | Limited evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 6 to 14 | | |
| | | Adequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | 15 to 20 | | |
| | | Strong evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics | >20 | | |

| Analysis | Concentration in Most Contam. Zone | Interpretation | Yes | No | Points Awarded |
|--------------------------------------|------------------------------------|---|-----|----|----------------|
| Oxygen* | <0.5 mg/L | Tolerated, suppresses the reductive pathway at higher concentrations | • | ○ | 3 |
| | > 5mg/L | Not tolerated; however, VC may be oxidized aerobically | ○ | • | 0 |
| Nitrate* | <1 mg/L | At higher concentrations may compete with reductive pathway | • | ○ | 2 |
| Iron II* | >1 mg/L | Reductive pathway possible; VC may be oxidized under Fe(III)-reducing conditions | • | ○ | 3 |
| Sulfate* | <20 mg/L | At higher concentrations may compete with reductive pathway | • | ○ | 2 |
| Sulfide* | >1 mg/L | Reductive pathway possible | ○ | ○ | |
| Methane* | >0.5 mg/L | Ultimate reductive daughter product, VC Accumulates | ○ | • | 0 |
| Oxidation Reduction Potential* (ORP) | <50 millivolts (mV) | Reductive pathway possible | ○ | • | 0 |
| | <-100mV | Reductive pathway likely | ○ | • | 0 |
| pH* | 5 < pH < 9 | Optimal range for reductive pathway | ○ | • | -2 |
| TOC | >20 mg/L | Carbon and energy source; drives dechlorination; can be natural or anthropogenic | • | ○ | 2 |
| Temperature* | >20°C | At T >20°C biochemical process is accelerated | • | ○ | 1 |
| Carbon Dioxide | >2x background | Ultimate oxidative daughter product | ○ | ○ | |
| Alkalinity | >2x background | Results from interaction of carbon dioxide with aquifer minerals | • | ○ | 1 |
| Chloride* | >2x background | Daughter product of organic chlorine | • | ○ | 2 |
| Hydrogen | >1 nM | Reductive pathway possible, VC may accumulate | ○ | ○ | |
| Volatile Fatty Acids | >0.1 mg/L | Intermediates resulting from biodegradation of aromatic compounds; carbon and energy source | ○ | ○ | |
| BTEX* | >0.1 mg/L | Carbon and energy source; drives dechlorination | • | ○ | 2 |
| PCE* | | Material released | • | ○ | 0 |
| TCE* | | Daughter product of PCE ^a | • | ○ | 2 |
| DCE* | | Daughter product of TCE. If cis is greater than 80% of total DCE it is likely a daughter product of TCE ^a ; 1,1-DCE can be a chem. reaction product of TCA | • | ○ | 2 |
| VC* | | Daughter product of DCE ^a | • | ○ | 2 |
| 1,1,1-Trichloroethane* | | Material released | • | ○ | 0 |
| DCA | | Daughter product of TCA under reducing conditions | • | ○ | 2 |
| Carbon Tetrachloride | | Material released | ○ | • | 0 |
| Chloroethane* | | Daughter product of DCA or VC under reducing conditions | ○ | • | 0 |
| Ethene/Ethane | >0.01 mg/L | Daughter product of VC/ethene | ○ | • | 0 |
| | >0.1 mg/L | Daughter product of VC/ethene | • | ○ | 3 |
| Chloroform | | Daughter product of Carbon Tetrachloride | ○ | • | 0 |
| Dichloromethane | | Daughter product of Chloroform | • | ○ | 2 |

* required analysis.
a' Points awarded only if it can be shown that the compound is a daughter product (i.e., not a constituent of the source NAPL).

SCORE

Reset

End of Form

- **Cálculo de taxa de atenuação k (Bulk Attenuation Rate Constant)**

USEPA (2002) define que as taxas calculadas através da regressão linear de valores de concentração por distância são utilizadas para estimar se a pluma dos contaminantes está expandindo, apresentado mudanças relativamente pequenas, ou retraindo devido aos efeitos combinados de dispersão, biodegradação e outros processos de atenuação, descrito na **Seção 2.5.6**.

Os cálculos das taxas de atenuação k foram feitos para os cortes 1-1' e 2-2'. Os valores de concentração utilizados são os da campanha de monitoramento mais recente, e partem do centro de massa de cada um dos cortes, seguindo a direção do fluxo da água subterrânea.

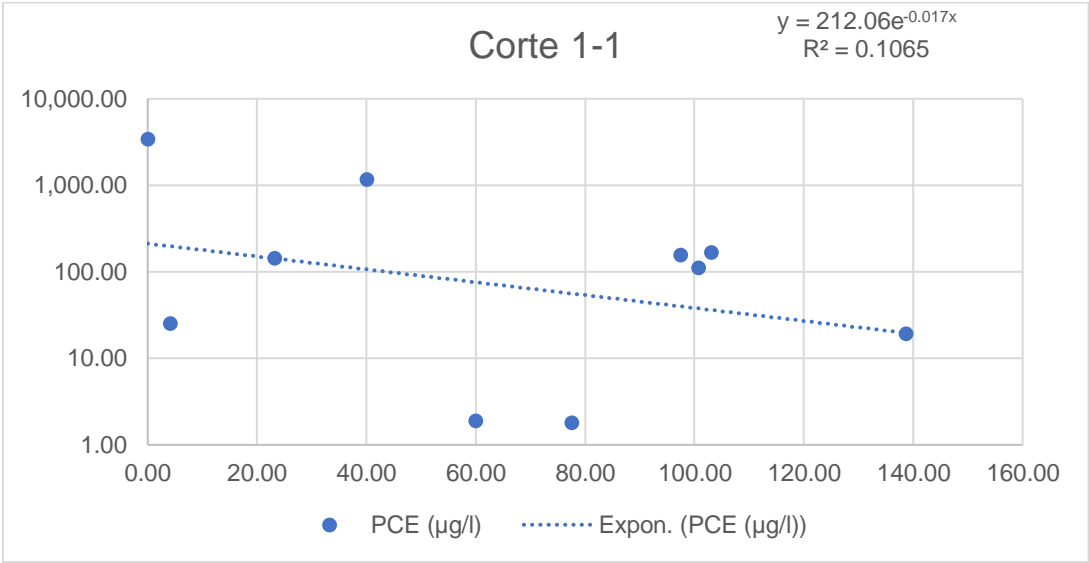
A **Tabela 16** e as **Figuras 27 a 30** apresentam as informações do corte 1-1'.

Tabela 15. Dados de distância e concentração ao longo do corte 1-1'

| Distância (m) | PCE (µg/l) | TCE (µg/l) | 1,2-DCE (µg/l) | CV (µg/l) |
|--------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------|----------------------|
| 0,00 | 3.430,00 | 3.720,00 | 4.416,20 | 88,70 |
| 4,05 | 25,30 | 12,90 | 10,50 | 0,25 |
| 23,18 | 145,00 | 277,00 | 292,40 | 18,60 |
| 40,05 | 1.180,00 | 6.170,00 | 1.852,60 | 0,25 |
| 60,00 | 1,90 | 13,80 | 16,60 | 0,25 |
| 77,48 | 1,80 | 27,60 | 87,00 | 0,25 |
| 97,45 | 157,00 | 198,00 | 71,10 | 9,90 |
| 100,73 | 111,00 | 283,00 | 20,70 | 0,25 |
| 103,09 | 169,00 | 81,50 | 113,00 | 0,25 |
| 138,64 | 19,40 | 31,20 | 11,30 | 0,25 |

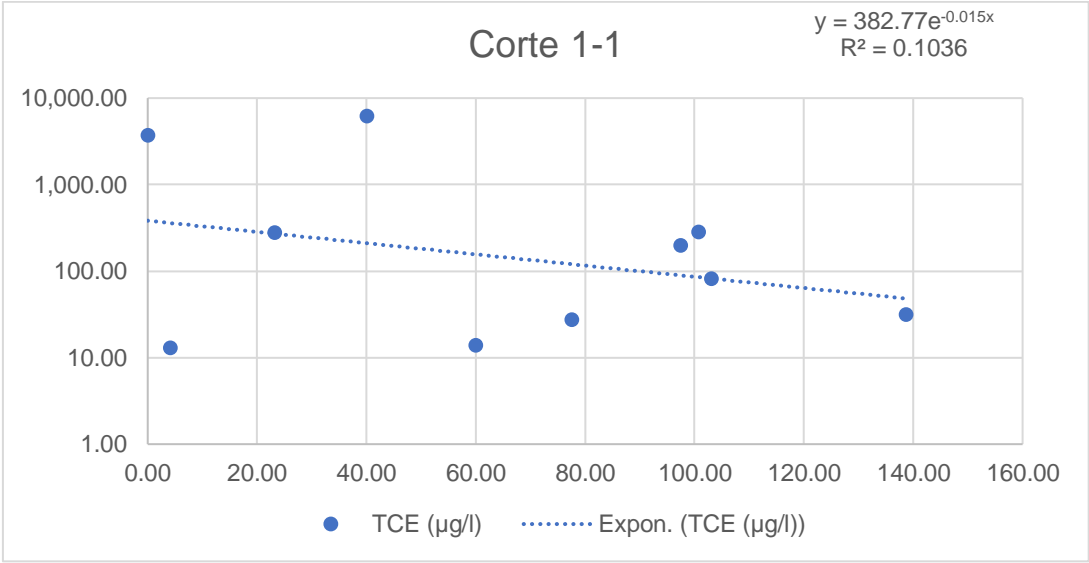
Fonte: Arcadis, 2020

Figura 24. Regressão linear das concentrações de PCE ao longo do corte 1-1'.



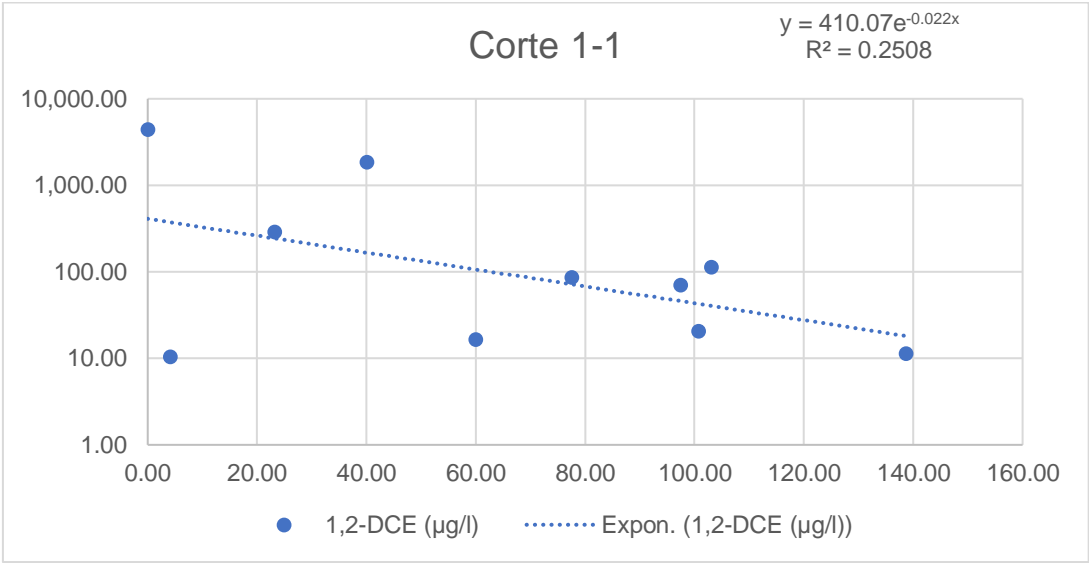
Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 25. Regressão linear das concentrações de TCE ao longo do corte 1-1'.



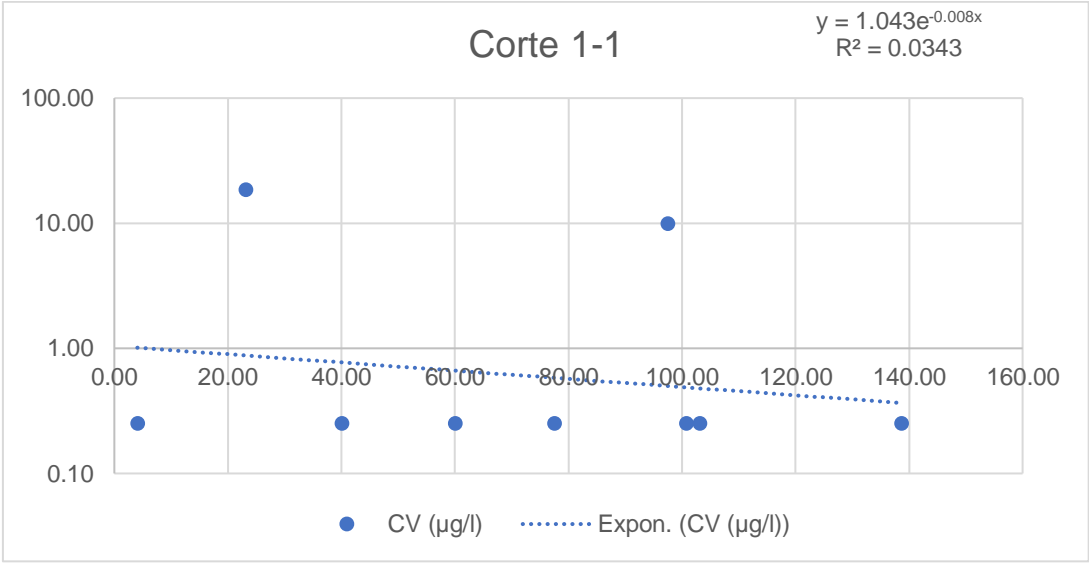
Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 26. Regressão linear das concentrações de 1,2-DCE ao longo do corte 1-1'



Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 27. Regressão linear das concentrações de CV ao longo do corte 1-1'



Fonte: Arcadis, 2020.

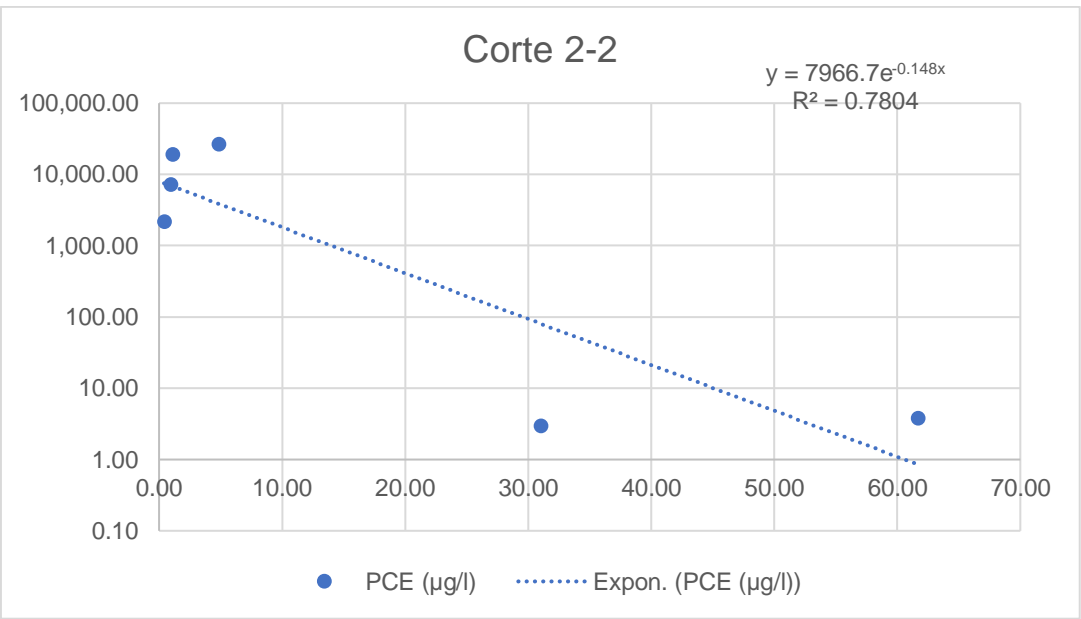
A **Tabela 18** e as **Figuras 31 a 34** apresentam as informações do corte 2-2'.

Tabela 16. Dados de distância e concentração ao longo do corte 2-2'

| Distância (m) | PCE (µg/l) | TCE (µg/l) | 1,2-DCE (µg/l) | CV (µg/l) |
|--------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------|----------------------|
| 0,40 | 2.200,00 | 16.300,00 | 17.715,00 | 40,60 |
| 0,95 | 7.320,00 | 2.692,00 | 3.253,00 | 22,00 |
| 1,10 | 19.100,00 | 10.600,00 | 6.912,00 | 89,50 |
| 4,85 | 26.700,00 | 2.210,00 | 14.079,00 | 406,00 |
| 31,05 | 3,00 | 17,30 | 36,30 | 135,00 |
| 61,68 | 3,80 | 1,70 | 0,50 | 0,25 |

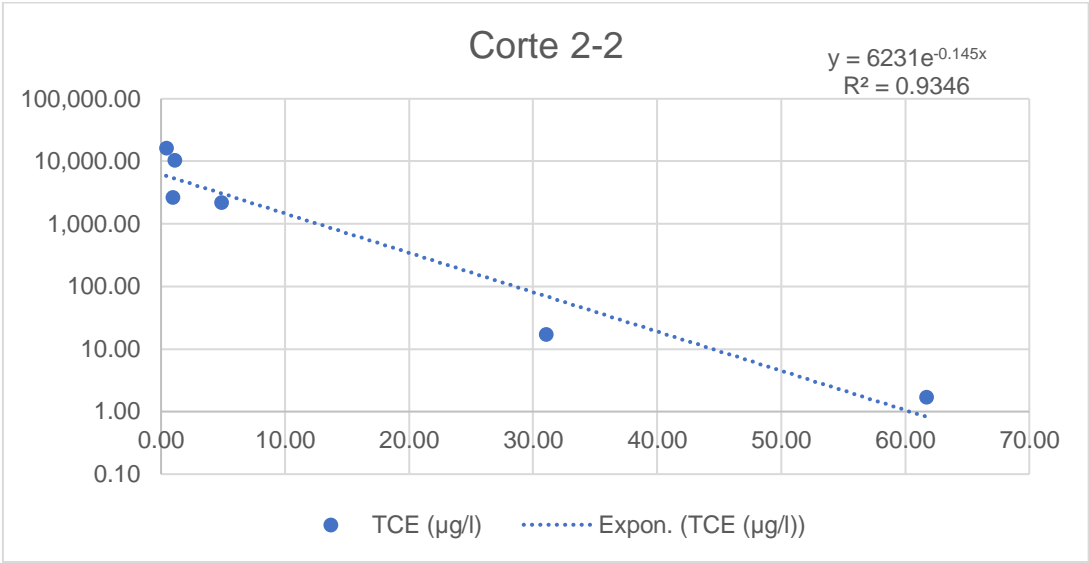
Fonte: Arcadis, 2020

Figura 28. Regressão linear das concentrações de PCE ao longo do corte 2-2



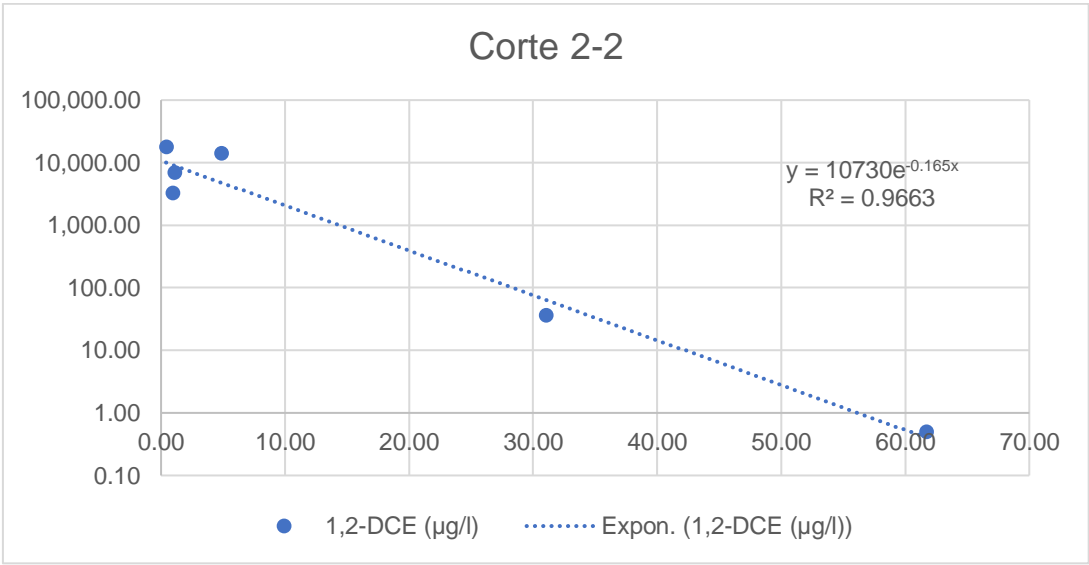
Fonte: Arcadis, 2020

Figura 29. Regressão linear das concentrações de TCE ao longo do corte 2-2'



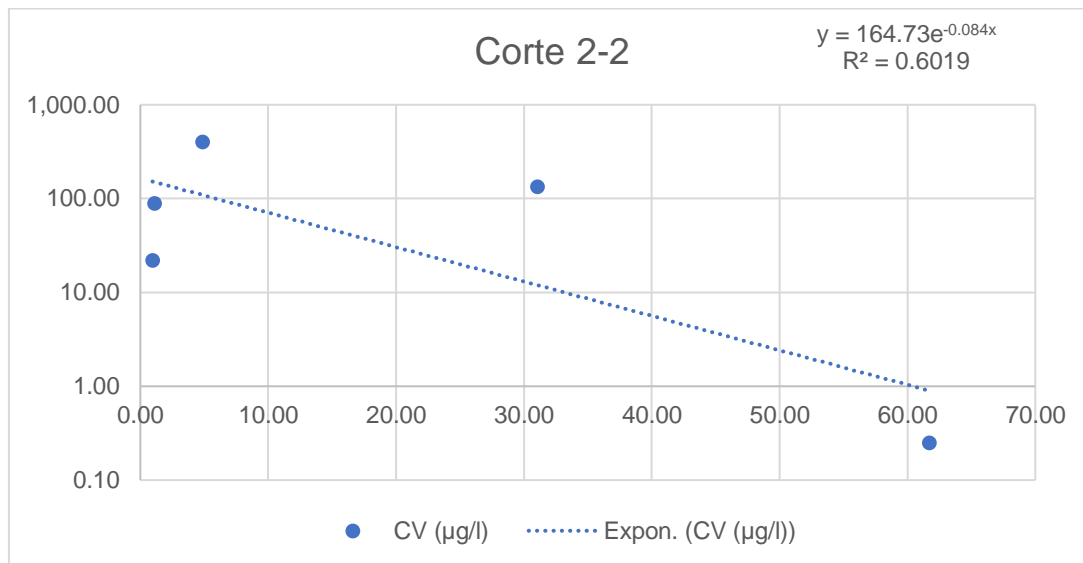
Fonte: Arcadis, 2020

Figura 30. Regressão linear das concentrações de 1,2-DCE ao longo do corte 2-2'



Fonte: Arcadis, 2020

Figura 31. Regressão linear das concentrações de CV ao longo do corte 2-2'



Fonte: Arcadis, 2020.

As **Tabelas 19 e 20** apresentam, respectivamente, os cálculos das taxas de atenuação nos cortes 1-1' e 2-2'. Observa-se que, a pluma de TCE no corte 1-1', atingiria os limites da propriedade, localizados a aproximadamente 115 m, seguindo o sentido do fluxo da água subterrânea, a uma distância aproximada de 123 m, porém em concentrações inferiores à CMA. Já as plumas observadas no corte 2-2' não ultrapassarão os limites do site, e a contaminação irá se movimentar durante 66 anos (corte 1-1') e 11 anos (corte 2-2') até que as concentrações fiquem menores que as CMAs, caso não seja utilizada técnica ativa de remediação nos centros de massa. As concentrações que se encontram acima das CMAs estão destacadas em vermelho.

Tabela 17. Cálculo das taxas de atenuação no corte 1-1'

| Corte 1-1 | | | | | | | | | | |
|---------------------|---|---|----------------------------------|---|--|-------------------|--------------------------------------|------------------------|--------------------------------|---|
| Substância | Taxa constante da regressão linear | Velocidade da água subterrânea (m/ano) | Fator de retardamento (R) | Velocidade do contaminante (m/ano) | Concentração Centro de Massa (mg/L) | CMA (mg/L) | Taxa de atenuação (k) (1/ano) | Meia vida (ano) | Tempo de percurso (ano) | Distância máxima de percurso (m) |
| PCE | 0,017 | 2,438 | 1,162 | 2,098 | 3,430 | 6,446 | 0,036 | 19,429 | * | * |
| TCE | 0,015 | 2,438 | 1,104 | 2,208 | 3,720 | 0,409 | 0,033 | 20,921 | 66,649 | 133,319 |
| 1,2-DCE (cis+trans) | 0,022 | 2,438 | 1,068 | 2,283 | 4,416 | - | 0,050 | 13,799 | - | - |
| CV | 0,008 | 2,438 | 1,037 | 2,351 | 0,089 | 0,341 | 0,019 | 36,846 | * | * |

* Concentrações abaixo da CMA

- CMA não calculada

Fonte: Arcadis, 2020

Tabela 18. Cálculo das taxas de atenuação no corte 2-2'

| Corte 2-2 | | | | | | | | | | |
|---------------------|---|---|----------------------------------|---|---|-------------------|--------------------------------------|------------------------|--------------------------------|---|
| Substância | Taxa constante da regressão linear | Velocidade da água subterrânea (m/ano) | Fator de retardamento (R) | Velocidade do contaminante (m/ano) | Concentração no Centro de Massa (mg/L) | CMA (mg/L) | Taxa de atenuação (k) (1/ano) | Meia vida (ano) | Tempo de percurso (ano) | Distância máxima de percurso (m) |
| PCE | 0,148 | 2,438 | 1,162 | 2,098 | 2,200 | 6,446 | 0,311 | 2,232 | * | * |
| TCE | 0,145 | 2,438 | 1,104 | 2,208 | 16,300 | 0,409 | 0,320 | 2,164 | 11,509 | 23,021 |
| 1,2-DCE (cis+trans) | 0,165 | 2,438 | 1,068 | 2,283 | 17,715 | - | 0,377 | 1,840 | - | - |
| CV | 0,084 | 2,438 | 1,037 | 2,351 | 0,041 | 0,341 | 0,197 | 0,197 | * | * |

* Concentrações abaixo da CMA

- CMA não calculada

Fonte: Arcadis, 2020

3.3.2.2 Linha de evidência 2: condição geoquímica da água subterrânea

A avaliação da linha de evidência 2 baseou-se na análise do comportamento dos doadores e aceptores de elétrons, parâmetros físico-químicos e produtos finais de degradação, presentes no site.

A discussão a respeito dos parâmetros físico-químicos é apresentada a seguir.

Alcalinidade

Observou-se que as maiores concentrações de alcalinidade estão próximas do maior centro de massa do *site* e dos poços multiníveis, sendo um indicador positivo da capacidade do meio de manter o pH na faixa necessária à biodegradação dos contaminantes.

pH

Observa-se que o pH é ácido (<7) na maior parte do *site*, nas camadas avaliadas. Os valores mais baixos de pH são encontrados perto do centro de massa principal do local e à montante. Embora o pH da água subterrânea entre 6 e 8 seja considerado ideal para a decloração, a decloração completa ainda pode ser alcançada em valores de pH próximos a 5,5 ou inferiores, dependendo da extensão e distribuição da biomassa subterrânea.

Potencial de oxirredução (ORP)

Em geral, valores mais baixos de ORP foram observados perto do centro de massa principal do *site* na zona de armazenamento e no aquífero semiconfinado, sugerindo que a correlação é positiva nessas camadas e que condições redutoras para a biodegradação das SQI podem estar ocorrendo.

Carbono orgânico total (TOC)

As maiores concentrações de TOC na água subterrânea (105.000 µg/L e 101.000 µg/L) se encontram próximas ao maior centro de massa do *site*, sendo um indicador positivo de que há capacidade de a Água Subterrânea fornecer elétrons necessários ao processo de decloração redutiva das SQI. O menor valor (1.600 µg/L) foi verificado na porção ao norte do site, a jusante do fluxo subterrâneo.

A **figura 37** mostra o resultado da análise da fração de carbono orgânico no solo realizada para o site, sendo um indicador positivo de que há capacidade do Solo fornecer elétrons necessários ao processo de decloração redutiva das SQI.

Figura 32. Análise da fração de carbono orgânico no solo.

| Número de Ordem do LRAC | Designação do Cliente | Média da Fração de Carbono Orgânico (g carbono orgânico /kg de solo) |
|-------------------------|----------------------------|--|
| 89-20 | SD-42 (3,0-3,5 m) | 1,33 |
| 90-20 | SD-42 (27,5-28,0 m) | 0,96 |

Fonte: Arcadis, 2020.

Cloreto

Seguindo o mesmo comportamento do TOC, as maiores concentrações de cloreto também são observadas próximo ao maior centro de massa, onde nas camadas avaliadas, há indícios de que a decloração redutiva está ocorrendo. A maior concentração detectada foi de 251.000 µg/L, já a menor (1.120 µg/L), localizado a montante do principal *hotspot*.

Condutividade elétrica (CE)

Os maiores valores de CE são encontrados também próximos ao maior centro de massa, nas zonas de baixo fluxo de advecção/difusão e de armazenamento, e à jusante dessa área, no aquífero semiconfinado raso, indicando uma quantidade significativa de íons livres nessas áreas. Os maiores valores foram de CE, 2.679 µS/cm e 3.050 µS/cm, respectivamente, já n o menor valor de CE (21 µS/cm).

Quanto aos aceptores de elétrons avaliados neste estudo, apresenta-se a seguir a discussão a respeito de cada um deles, de acordo com a ordem preferencial de consumo destes aceptores.

Oxigênio dissolvido (OD)

São observadas as menores concentrações de OD nas camadas avaliadas próximas ao principal centro de massa do *site*. A correlação entre os menores valores de OD e as maiores concentrações de contaminantes é positiva.

Nitrato

Observa-se a ausência de nitrato nos poços localizados próximos ao principal centro de massa do *site* nas camadas avaliadas. Portanto, a correlação é positiva de que este foi utilizado como aceptor de elétrons, indicando um ambiente anaeróbico propício para a decloração redutiva.

Manganês dissolvido

Nas camadas avaliadas, as maiores concentrações de manganês dissolvido são encontradas na região do principal centro de massa. Portanto, essa correlação é positiva e assim como nitrato, indica condições propícias para a decloração redutiva neste centro de massa. A menor concentração de manganês dissolvido foi registrada em poço localizado fora do *hotspot*.

Ferro dissolvido

A distribuição do ferro dissolvido é similar à do manganês dissolvido, logo essa correlação é positiva. A maior concentração de ferro dissolvido também foi detectada na região de maior impacto no *site*. Já a menor concentração de ferro dissolvido foi quantificada no poço localizado fora da área impactada.

Sulfato

A ocorrência de sulfato é distribuída pelo *site*, sendo que as maiores concentrações de sulfato são encontradas próximas a área de maior centro de massa. A presença de sulfato nesta região pode indicar que ainda está ocorrendo o processo de sulfato redução.

Metano

Observa-se a existência de metano na maioria dos poços amostrados, sendo que as maiores concentrações estão próximas ou à jusante dos centros de massa do *site*. Portanto, pode-se dizer que estão presentes condições fortemente redutoras que conduzem à degradação dos contaminantes do local.

Eteno e etano

Ambas as substâncias, produtos finais não tóxicos da decloração redutiva, são encontradas nos poços inseridos no principal centro de massa, portanto essa correlação

também é positiva e, assim como os demais parâmetros analisados, indicam a ocorrência de processos de degradação natural, principalmente nos centros de massa.

3.3.2.3 Considerações finais CASO 1

A análise geoquímica e a evolução das concentrações de contaminantes ao longo do tempo, demonstraram que a Atenuação Natural está ocorrendo no site. Os dados também evidenciaram que a pluma de contaminação atingirá o limite da propriedade após 66 anos, com concentrações abaixo do CMA calculado para o *site*.

No entanto, as concentrações iniciais de todos os compostos analisados em ambos os cortes, apresentam concentrações acima dos limites de intervenção estabelecidos pela CETESB, 2016; EPA, 2019 e VROM, 2013 (**Tabela 21**)

Tabela 19. Comparação dos resultados com os Valores de Intervenção - VI CETESB, 2016; EPA, 2019 e VROM, 2013.

| Resultados Análise da Água Subterrânea | | | | | |
|--|---------------|-----------|------------|------------|-------------|
| Parâmetro | CETES B, 2016 | EPA, 2019 | VROM, 2013 | Corte 1-1' | Corte 2-2' |
| <i>cis-1,2-</i> | | | | | |
| <i>Dicloroetano</i> | 50 µg/l | 36 µg/l | 20 µg/l | 4,416 mg/L | 17,715 mg/L |
| <i>Tricloroetano</i> | 20 µg/l | 2,8 µg/l | 500 µg/l | 3,720 mg/L | 16,300 mg/L |
| <i>Tetracloroetano</i> | 40 µg/l | 41 µg/l | 40 µg/l | 3,430 mg/L | 2,200 mg/L |
| <i>Cloreto de vinila</i> | 2 µg/l | 0,19 µg/l | 5 µg/l | 0,089 mg/L | 0,041 mg/L |

Legenda: 1 mg/L = 1000 µg/l

Embora tenha sido evidenciado que a pluma atingiria os limites da propriedade com valores abaixo do CMA calculado para o site, o fato de a pluma atingir os limites da propriedade com valores muito acima dos Valores de Intervenção - VI de três órgãos ambientais, indica que a atenuação natural como método exclusivo de remediação não é considerada adequada para este caso. Uma das premissas para a escolha do método é de não haver nenhum risco para o meio ambiente e para os seres-humanos, ou seja, o contaminante principal ou a fonte devem ter se tornado inofensivos.

O Valor de Intervenção – VI é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico (CETESB, 2009). A constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indica a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco (CETESB, 2009).

Sugere-se então, que seja mantida o método de remediação PUMP and TREAT no local até que as concentrações de contaminantes na água subterrânea apresentem valores abaixo dos VI. Uma outra alternativa seria a realização de análise microbiológica do solo, de modo a identificar quais são os microrganismos presentes e promover as devidas correções dos fatores limitantes de modo a permitir aumento da eficiência na biodegradação do contaminante. Essa técnica é denominada de bioestimulação e visa estimular o crescimento da população microbiana nativa pelo suprimento de nutrientes essenciais, de aceptores finais de elétrons, pela correção do pH e do teor de umidade (BAPTISTA, 2007). Se essas medidas forem realizadas de forma apropriada, a taxa de transformação deve ser maior que a taxa de migração dos contaminantes, impedindo que o mesmo atinja a área externa.

Evidenciamos também que as análises foram importantes para determinar o tempo que levaria para que fosse atingido valor abaixo do CMA e responder se a pluma de contaminação atingiria o limite da propriedade. Seria prudente, para estudos posteriores, que fosse determinado o tempo que levaria para que fossem atingidos valores abaixo dos Valores de Intervenção.

Por fim, ainda que as respostas sinalizem que a Atenuação Natural não é indicada como técnica exclusiva, as respostas oriundas da análise foram importantes para tomada de decisão.

3.4 ESTUDO DE CASO 2

3.4.1 Caracterização geral do local contaminado

O CASO 2 trata de uma área que no passado atuava como uma central de armazenamento de subprodutos - CASP, contaminada por Compostos orgânicos voláteis (VOC) e

Hidrocarbonetos Policíclicos aromáticos (PAH), sendo que os principais compostos presentes na água subterrânea do *site* são benzeno e naftaleno.

Um Sistema de contenção do tipo Dual Phase Extraction (DPE) integrado a uma barreira hidráulica opera na área desde 2014.

Os últimos monitoramentos da água subterrânea mostraram que o sistema de remediação permaneceu executando sua função adequadamente. A análise das concentrações históricas mostra que desde o início da operação do sistema houve expressiva redução de extensão das plumas de compostos de interesse na área externa. Além disso, na área externa nenhum dos compostos de interesse foram observados em concentrações superiores ao valor orientador do CONAMA 420/2009.

Na área interna as concentrações de benzeno e naftaleno não excederam as CMAs para a via potencial de inalação de vapores em ambiente aberto (15.974 e 41.527 µg/L, respectivamente). Complementarmente, na área interna não há atividades industriais sendo desenvolvidas, ou seja, não há a presença de receptores.

3.4.2 Avaliação do MNA

Com o objetivo de avaliar a capacidade de atenuação natural das substâncias de interesse presentes na água subterrânea foi realizada compilação dos seguintes dados existentes da área de interesse:

- 1) Histórico de resultados analíticos de benzeno e naftaleno (substâncias químicas de interesse) na água subterrânea no período de agosto de 2014 a julho de 2020;
- 2) Resultados da geoquímica do aquífero freático pertinente à campanha de monitoramento mais recente (julho de 2020);
- 3) Evolução dos resultados de geoquímica do aquífero freático pertinente às campanhas de novembro de 2017 a julho de 2020.

Tais dados foram analisados e organizados em duas linhas de evidência, sendo elas:

Linha de evidência 1 - confirmação da diminuição da massa das substâncias químicas de interesse no aquífero, e;

Linha de evidência 2 - condição geoquímica favorável para atenuação natural.

3.4.2.1 Linha de evidência 1: evolução das substâncias químicas de interesse

A principal evidência no processo de atenuação natural é a verificação da pluma diminuindo ao longo do tempo. Para análise da evolução das substâncias químicas de interesse, foi utilizado o banco de dados referente às campanhas de monitoramento da qualidade da água subterrânea na área de interesse (dentro e fora do site), do período de agosto de 2014 a julho de 2020, resultando em 16 campanhas de monitoramento.

Uma vez que alguns poços não foram contemplados durante as 16 campanhas de monitoramento existentes, foi considerado no mínimo 4 campanhas necessárias para avaliar alguma linha de tendência na evolução da concentração das SQIs ao longo do tempo. Desta forma, foi possível selecionar 8 poços da malha existente e 4 pontos de grab sampling para avaliar as taxas de degradação de benzeno e naftaleno na área fonte, área de atuação do sistema de remediação e a jusante da barreira hidráulica (*off site*).

Para o cálculo das taxas de degradação das SQIs (benzeno e naftaleno) os dados históricos de concentração foram plotados em gráficos *semilog*. Nos quais foram traçadas as regressões lineares das concentrações assumindo a taxa de primeira ordem de decaimento da massa das SQIs no plano de 1 dimensão (ver **Seção 2.5.6**)

Sendo que a taxa de degradação obtida a partir deste método pode ser expressa como uma taxa resultante dos processos que atuam na diminuição da concentração da SQI no meio subterrâneo, as quais estão inclusas a advecção, dispersão, diluição, sorção e biodegradação.

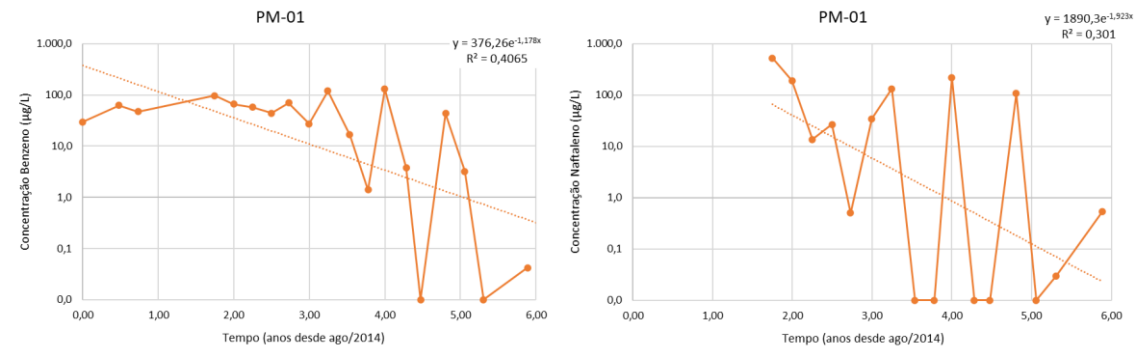
Os resultados são apresentados a seguir.

Área fonte

Na área fonte foram avaliados três poços, os quais estão localizados no entorno da fonte primária (antigas bacias de emergência da CASP – Central de Armazenamento de Subprodutos), posicionados a jusante de acordo com o fluxo preferencial da água subterrânea (SW-NE).

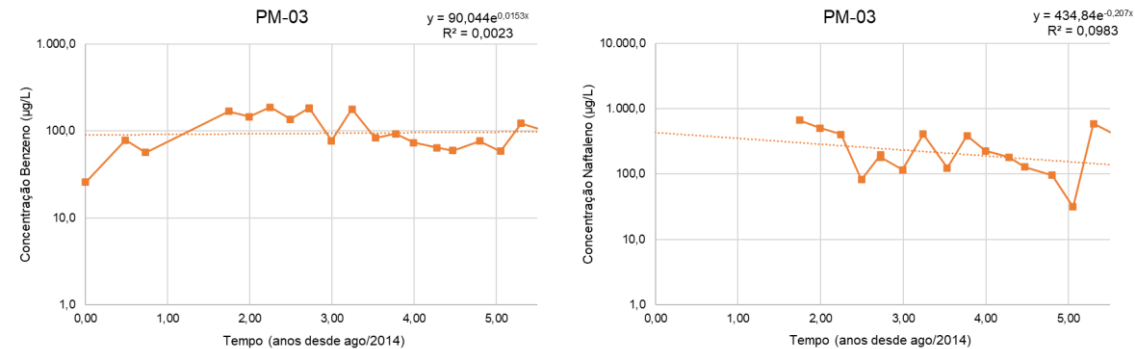
As **figuras 38 a 40** apresentam a evolução das concentrações de benzeno e naftaleno nos três poços. Os resultados das concentrações das substâncias de interesse foram projetados sobre a evolução temporal (em anos desde 2014).

Figura 33. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-01.



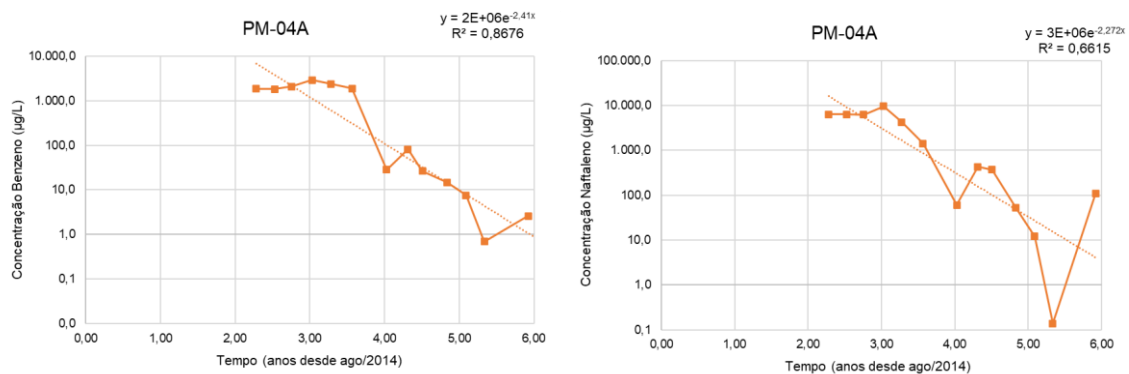
Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 34. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-03.



Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 35. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PM-04 / PM-04A.



Fonte: Arcadis, 2020.

Ressalta que as concentrações nas últimas 4 campanhas no PM-04 e PM-04A são reflexo de ações de remediação que foram tomadas nesta região a partir de 2018, portanto as taxas de degradação deste poço não foram consideradas para representação das taxas de degradação na área fonte.

A **Tabela 22** apresenta as taxas de degradação calculadas para benzeno e naftaleno nos poços localizados na área fonte.

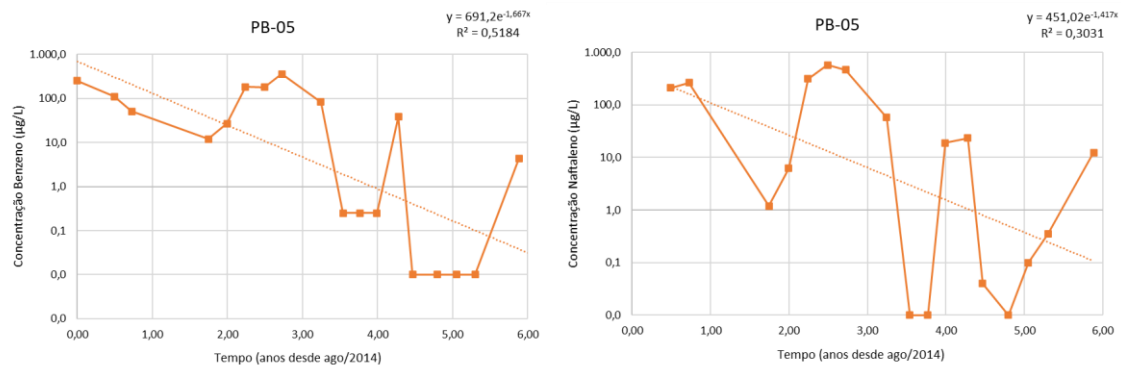
Tabela 20. Taxas de degradação calculadas nos poços localizados na área fonte.

| SQI | PM-01 | PM-03 | PM-04A |
|----------------------------------|--------|--------|---------|
| Benzeno | 6,17 | 0,42 | 346,64 |
| Naftaleno | 108,86 | 55,68 | 1182,31 |
| k benzeno (dia ⁻¹) | 0,0030 | 0,002 | 0,007 |
| k naftaleno (dia ⁻¹) | 0,005 | 0,0983 | 0,006 |

Fonte: Arcadis, 2020

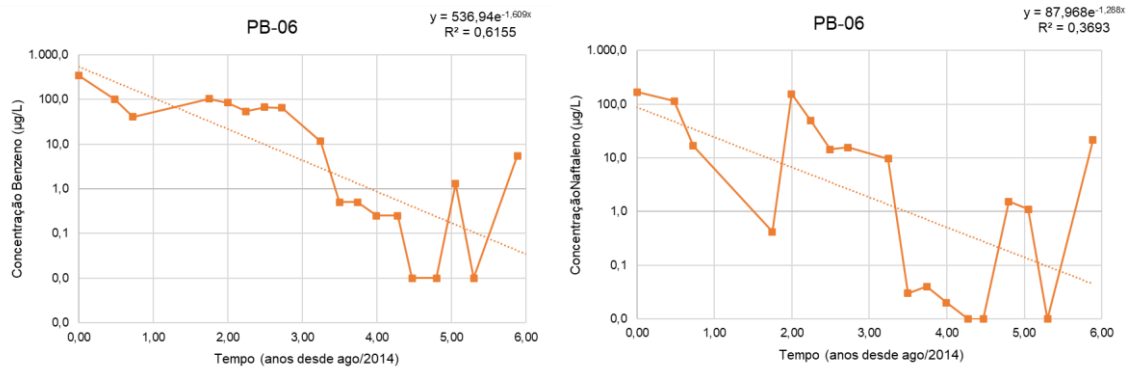
Barreira hidráulica

Figura 36. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-05.



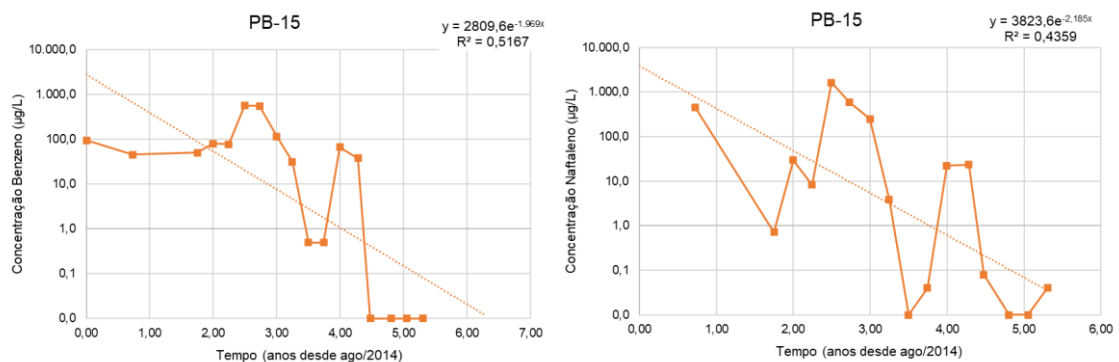
Fonte: Arcadis, 2020

Figura 37. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-06.



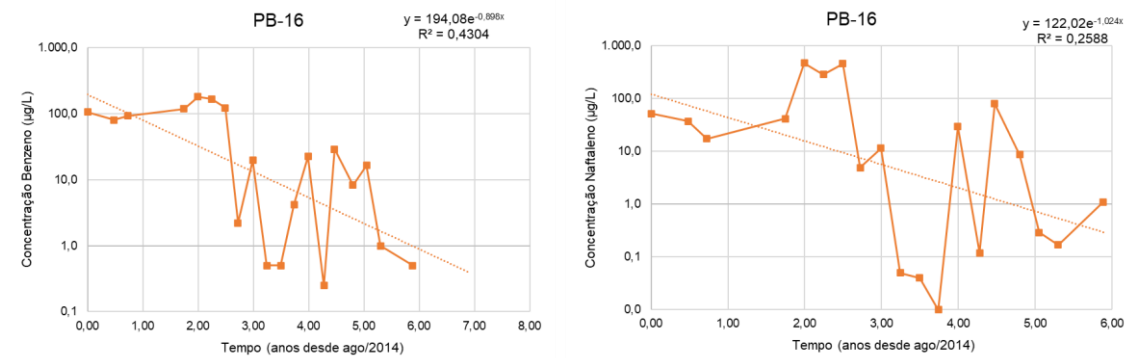
Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 38. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-15.



Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 39. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-16.



Fonte: Arcadis, 2020.

Figura 40. Regressão linear das concentrações de benzeno e naftaleno no PB-25.

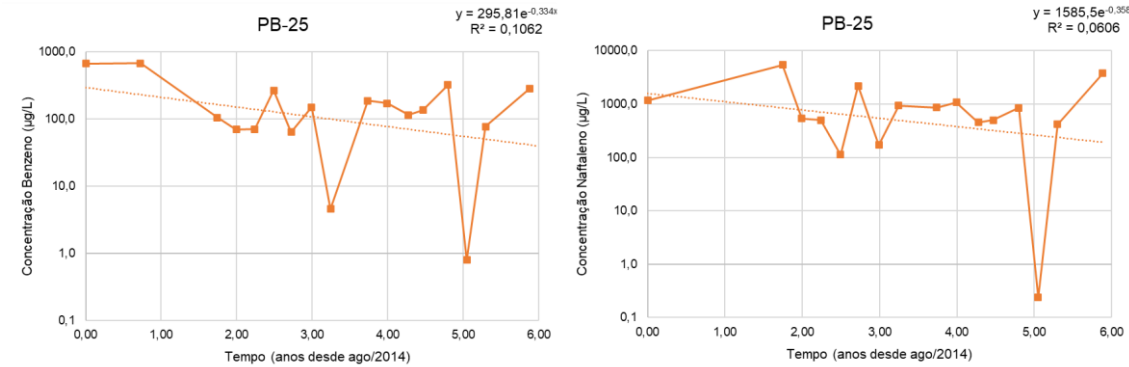


Tabela 21. Taxas de degradação calculadas para benzeno e naftaleno nos poços localizados na área barreira hidráulica.

| SQI | PB-05 | PB-06 | PB-15 | PB-16 | PB-25 | Média aritmética |
|----------------------------------|-------|-------|--------|-------|--------|------------------|
| Benzeno | 42,83 | 57,61 | 17,92 | 17,76 | 98,21 | 46,87 |
| Naftaleno | 71,78 | 31,68 | 419,46 | 8,82 | 174,66 | 141,28 |
| k benzeno (dia ⁻¹) | 0,005 | 0,004 | 0,005 | 0,002 | 0,004 | 0,004 |
| k naftaleno (dia ⁻¹) | 0,004 | 0,004 | 0,006 | 0,003 | 0,003 | 0,004 |
| r ² benzeno | 0,52 | 0,616 | 0,517 | 0,430 | 0,106 | 0,437 |
| r ² naftaleno | 0,30 | 0,369 | 0,436 | 0,259 | 0,061 | 0,286 |

Por se tratar de uma região que sofre influência de uma técnica de remediação ativa, os resultados avaliados nos poços localizados nesta região também são diretamente influenciados pela técnica de remediação aplicada. Podendo refletir em condições de aumento nas concentrações das SQIs ocasionadas por arraste de massa dos contaminantes em fase dissolvida em função do bombeamento e na diminuição das concentrações refletidas pela recuperação de massa na área juntamente com a degradação intrínseca no meio.

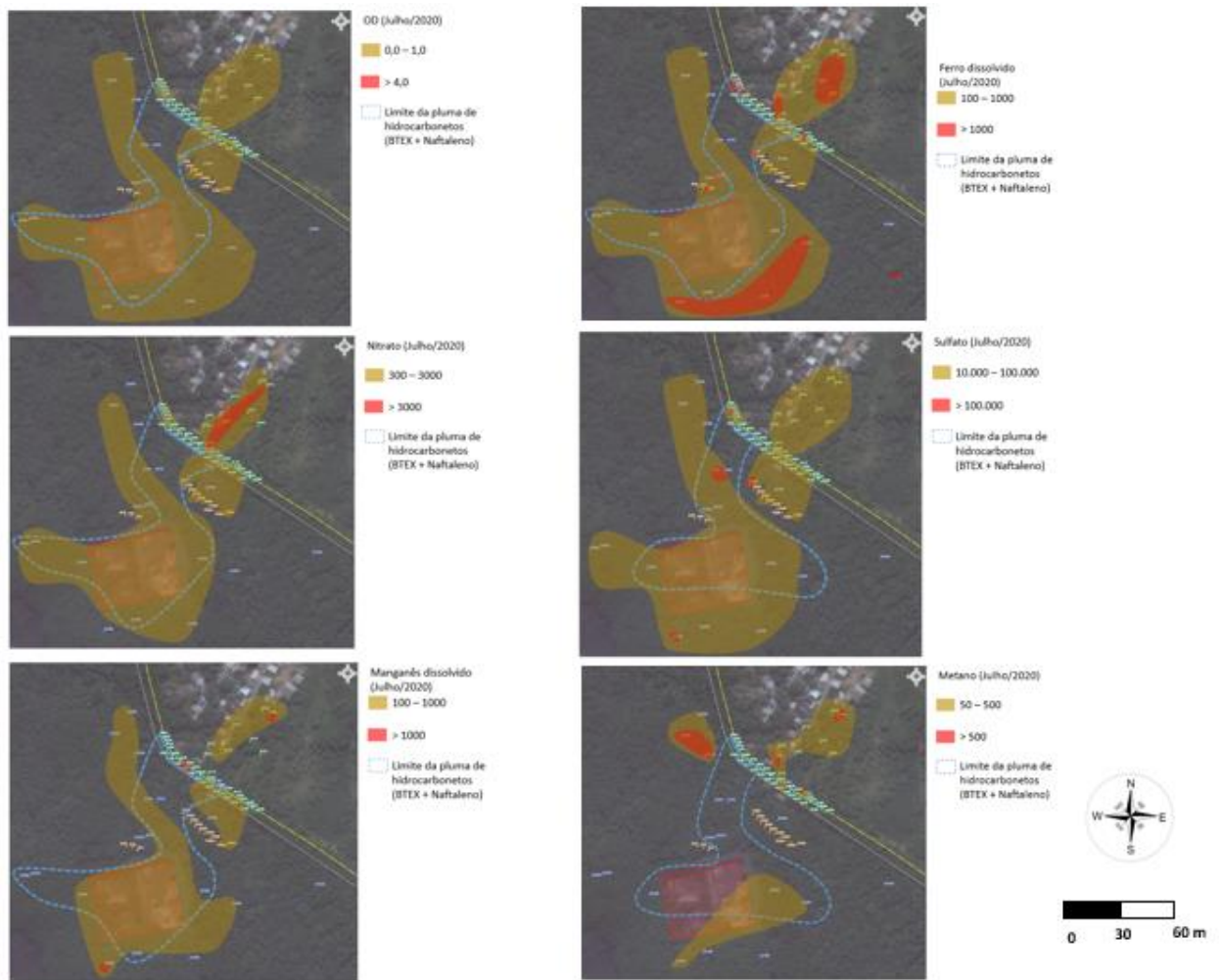
A região que apresenta influência das ações de contenção/remediação apresentou taxas médias de diminuição das concentrações (ocasionadas tanto por degradação natural quanto por abatimento de massa ocasionados pelas ações de remediação da área) de 46,87 µg/L por ano para benzeno e 141,28 µg/L por ano para naftaleno.

3.4.2.2 Linha de evidência 2: condição geoquímica da água subterrânea.

Foi avaliada a distribuição no aquífero dos aceptores de elétrons naturais, uma vez que são utilizados diretamente nas atividades metabólicas dos microrganismos em conjunto com fontes doadores de elétrons (hidrocarbonetos de petróleo). Desta forma, a oxidação biológica natural do benzeno e naftaleno no meio ocorre em conjunto com o consumo dos aceptores de elétrons no meio, os quais representam um dos fatores limitantes que interferem nas taxas de degradação.

Figura 46 apresenta os resultados dos aceptores de elétrons no meio subterrâneo da campanha de monitoramento de março e julho de 2020.

Figura 41. resultados dos aceptores de elétrons no meio subterrâneo da campanha de monitoramento de março e julho de 2020.



Fonte: Arcadis, 2020.

Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido, por se tratar do aceptor de elétron que apresenta maior potencial energético (-3202 KJ de energia livre de *Gibb* para oxidação de benzeno) para consumo no processo de degradação de hidrocarbonetos de petróleo e apresentar disponibilidade de consumo aproximadamente “instantânea” indica concentrações entre 0 e 1 mg/L na maior parte da região das plumas de fase dissolvida de benzeno e naftaleno, indicando condições anaeróbicas.

Nitrato

Os resultados de nitrato na área apontam baixa disponibilidade deste aceptor nos poços da região da área fonte, indicando maior disponibilidade na área externa. Essa situação propõe um consumo em estágio avançado deste aceptor na região da área fonte.

Manganês

Quanto ao manganês dissolvido, a distribuição deste subproduto (oriundo da redução do manganês IV) aponta regiões de maiores concentrações em alguns poços da barreira hidráulica, e pontualmente nas áreas interna e externa. Este contraste de concentrações aponta regiões de degradação anaeróbica em estágio geoquímico avançado nesta região. Para ferro dissolvido, a predominância ocorre também na área off site e na extremidade da pluma da área interna.

Sulfato

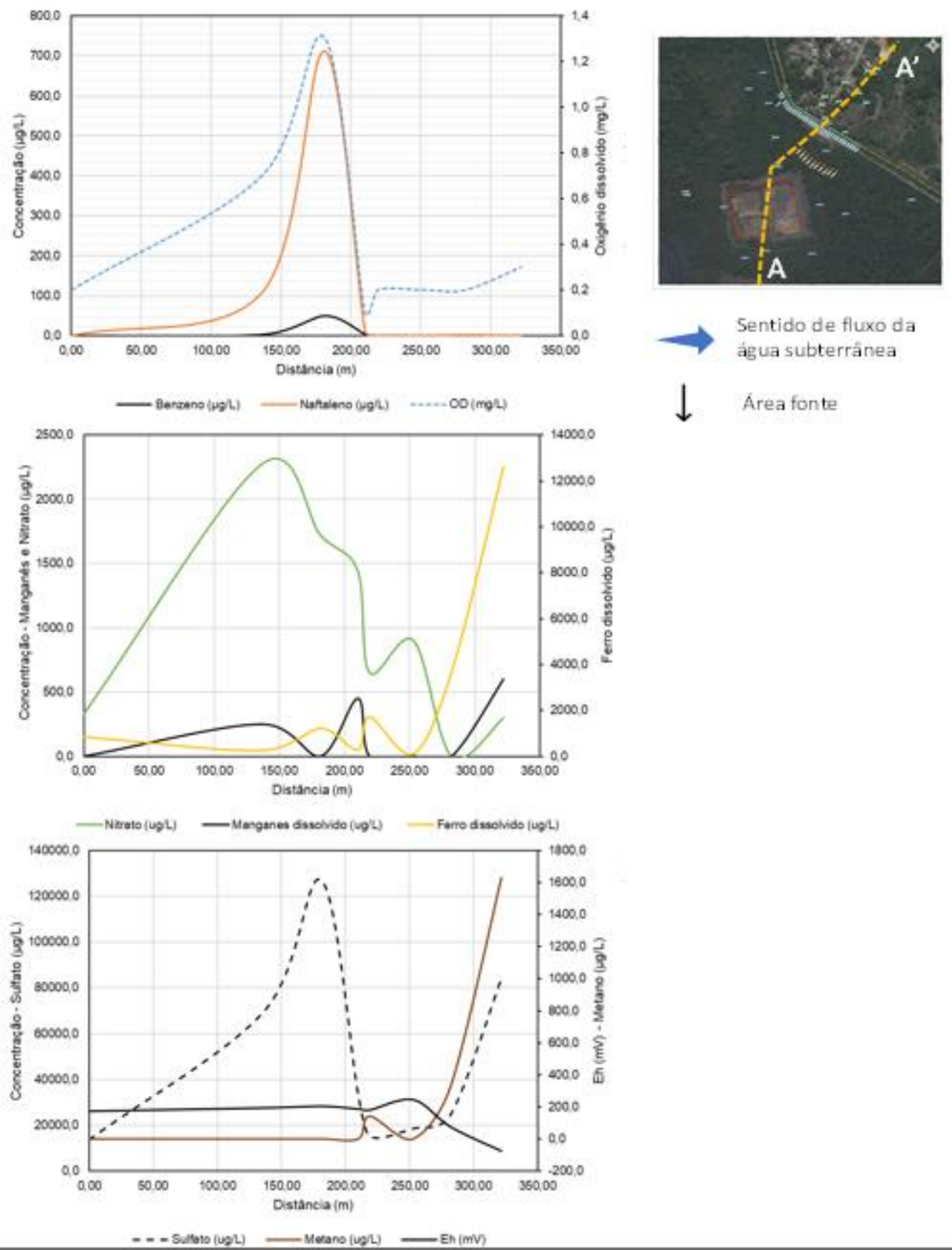
Já para sulfato dissolvido, a distribuição no aquífero aponta a disponibilidade do mesmo na água subterrânea pontualmente na pluma do interior do site, bem como em determinadas porções da barreira, indicando que o processo de atenuação natural se encontra no estágio de sulfato redução (nas áreas predominantes das plumas de benzeno e naftaleno).

Metano

As concentrações de metano dissolvido na água subterrânea apontaram condições de metanogênese na porção off site da pluma, bem como na região noroeste da porção interna. O que indica que esta reação pode ocorrer em algumas porções centimétricas do aquífero que é interceptada pela seção filtrante dos poços de monitoramento.

A **Figura 47** apresenta a condição geoquímica e resultados das SQIs distribuídos em uma seção (AA') no sentido da água subterrânea.

Figura 42. Distribuição das concentrações de benzeno, naftaleno e aceptores ao longo da seção AA'.



Fonte: Arcadis, 2020.

De forma geral os resultados da geoquímica do meio indicam condições favoráveis para atenuação natural das substâncias químicas de interesse (naftaleno e benzeno) no aquífero, uma vez que as condições apontam cenário de degradação anaeróbica predominante em todas as áreas das plumas.

O ambiente geoquímico apresenta uma capacidade de degradação de aproximadamente 19,95 mg/L de benzeno e 19,10 mg/L de naftaleno.

Os processos que apresentaram maior capacidade de biodegradação no meio foram sulfato redução seguido da metanogênese, conforme **Figura 48**.

Figura 43. Capacidade de biodegradação expressa em porcentagem no meio subterrâneo para benzeno e naftaleno.



Fonte: Arcadis, 2020.

3.4.2.3 Considerações finais CASO 2

O objetivo de analisar o potencial da Atenuação Natural para o *site* foi positivamente atendido. Na análise da Linha de Evidência 1 (evolução das concentrações das SQIs) foi possível observar taxas de degradação do meio tanto para benzeno quanto para naftaleno, havendo uma oscilação entre predominância de processo em função das ações de remediação que vem sendo implementadas no local.

Foram evidenciadas taxas de degradação por atenuação natural de benzeno e naftaleno ao longo de toda pluma. As taxas de degradação mais expressivas de benzeno e naftaleno

foram observadas nos poços próximos à área fonte. As taxas médias de degradação de naftaleno (aproximadamente 167,27 µg/L por ano) são superiores que as verificadas para benzeno (aproximadamente 37,95 µg/L por ano).

O Caso 2 não realizou análise estatística do histórico de concentração de contaminantes no local, a exemplo, a análise de *Mann-Kendal*, realizada no Caso 1. Métodos estatísticos são ferramentas importantes para auxiliar na avaliação da evolução das SQIs, pois a partir deles é possível determinar quantitativamente se as substâncias estão aumentando, diminuindo ou estabilizando ao longo do tempo. A análise de Mann-Kendal corroboraria com o padrão observado nos gráficos de regressão linear, que demonstram diminuição nas concentrações das SQIs.

O Caso 2 também não realizou o cálculo dos parâmetros fator de retardamento, velocidade da água subterrânea e velocidade do contaminante, que trariam respostas importantes como tempo de percurso até atingir a meta de remediação e a distância máxima percorrida. Sem estas respostas, a inferência de que a pluma de contaminação não atingirá a área externa com concentrações que não apresentam riscos não se completa.

A avaliação da Linha de Evidência 2 (análise geoquímica), trouxe informações importantes em gráficos, e que não constaram no Caso 1, como a análise dos processos que apresentaram maior capacidade de biodegradação, que neste caso foram sulfato redução seguido da metanogênese.

No CASO 2 não está disponível a informação da concentração inicial dos contaminantes, não sendo possível aferir sobre riscos potenciais aos receptores. Desta forma, considerando a análise das duas linhas de evidência que evidenciam diminuição histórica (10 anos) das concentrações das SQIs, as plumas de contaminação estáveis, a análise geoquímica que demonstrou evidências de que a biodegradação está ocorrendo, e considerando que não há nenhum risco aos receptores, a atenuação natural monitorada é adequada ao *site*.

4. CONCLUSÃO

Panorama do uso da técnica no Estado de São Paulo

Do total de Áreas em Processo de Remediação no Estado até o ano 2019, 8% utilizam MNA; a maioria áreas contaminadas por armazenamento de combustível provenientes de Postos de Combustíveis.

Percepções dos trabalhadores do GAC

Algumas das informações fornecidas pelos trabalhadores da área de GAC não correspondem ao que consta no banco de dados da CETESB, evidenciando que o compartilhamento de informações e experiências é necessário para conhecimento e aplicação correta da técnica.

Estudos de Caso

Na prática, a análise de duas linhas de evidência é suficiente para tomada de decisão acerca da viabilidade do uso da atenuação natural monitorada.

5. BIBLIOGRAFIA

BARROS, C.A. Monitoramento da Atenuação Natural de Solos Artificialmente Contaminados com Óleo Diesel B0 e B4. Dissertação de Mestrado, EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 92 p. 2010.

BAPTISTA, S. J. Avaliação do Emprego de Biossurfactante na Biorremediação de Solos Contaminados com Óleo Diesel. Tese de Dissertação, EQ/UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 141p. 2007.

CETESB - Companhia de Saneamento Ambiental, Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, São Paulo, 2001.

CETESB - Companhia de Saneamento Ambiental, Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. Relatório técnico, São Paulo, 2019.

CLEARY, R. Águas Subterrâneas. ABRH/Clean Environmental Brasil/Princeton Groundwater, São Paulo. P. 117. 1991. Disponível em <http://www.clean.com.br/cleary.pdf>. Acesso em 15/01/21.

CORRER, C.J. *et al.* Aplicação “in situ” de surfactantes em solo contaminado com petróleo e tratamento da água residual com agente oxidante. In: 4º Congresso Brasileiro de Petróleo e Gás, Campinas. 2007.

DECLERCQ, I. *et al.* Monitored natural attenuation (MNA) of contaminated soils: State of the art in Europe—A critical evaluation. Science of The Total Environment, v. 426, p. 393–405. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.040. 2012.

DORE, E. *et al.* Natural attenuation can lead to environmental resilience in mine environment. *Applied Geochemistry*, 104597. doi:10.1016/j.apgeochem.2020.104597. 2020.

FEITOSA, F. A. C; MANOEL FILHO, J. Coordenadores, Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações, 3ª edição, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM, LabhidUFPE, Fortaleza, 2008.

FETTER, C.W. Contaminant Hydrogeology: Macmillan, New York, 458 p. 1993.

FREEZE AND CHERRY, Groundwater - Prentice Hall Englewood Cliffs. Capítulo 2 – Propriedades e Princípios Físicos, traduzido por Gomes, R. M.; Galvão, P. e Oliveira Everton. 604 p. 1979.

IRITANI, M., EZAKI, S. As águas subterrâneas do Estado de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA. São Paulo, 2008. 104 p.

HARTLEY, W., *et al.* Sustainable ecological restoration of brownfield sites through engineering or managed natural attenuation? A case study from Northwest England. *Ecological Engineering*, v. 40, p. 70–79. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.12.020. 2012

HAIGLER, B.E., NISHINO, S.F., SPAIN, J.C. Degradation of 1,2-dichlorobenzene by a *Pseudomonas* sp.: *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 54, p. 294-301. 1988.

KOFOED, V. O. *et al.* Unique Applications of MMR to track preferential groundwater flow paths in dams, mines, environmental sites, and leach fields: The Leading Edge, v. 30, n. 2, p. 936-948. 2011.

MESQUITA, A.C. Uso de técnicas de oxidação química e biodegradação na remoção de alguns compostos recalcitrantes. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro. 2004.

MULLIGAN, C.N. An overview of in situ bioremediation processes. *Proceedings of the 29th Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering*, Victoria, BC, May 30 – June 2. Montreal, PQ: Canadian Society of Civil Engineering; 2001.

MULLIGAN, C.N & YONG, R.N. Natural attenuation of contaminated soils. *Environment International*. v 30, p 587-601. doi:10.1016/j.envint.2003.11.001. 2004.

MOREIRA, C.A & DOURADO, J.C. Monitoramento da atenuação natural de pluma de contaminação pelo método de radar de penetração no solo (GPR). *Revista Brasileira de Geofísica*, v 4, p 389-398. 2006.

NOBRE, R. Natural attenuation of chlorinated organics in a shallow sand aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, v. 110, n 1-3, p 129–137. doi:10.1016/j.jhazmat.2004.02.046. 2004.

QUEIROZ, P.I.B. Um método numérico para análise de adensamento e transporte de contaminantes no solo. 2002. Tese de Doutorado, Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, Brasil, 2002.

QUEIROZ, S. *et al.* Parâmetros físico-químicos e microbiológicos do processo de atenuação natural monitorada em área contaminada por solventes clorados. *Natureza on line*, v. 5, n.1, p. 10-18. 2007.

RUGNER, H. *et al.* Application of monitored natural attenuation in contaminated land management—A review and recommended approach for Europe. *Environmental Science & Policy*, v. 9, n. 6, p 568–576. 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). Use of monitored natural attenuation at superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites—directive OSWER 9200.4-17P. United States of America: United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). A citizen's guide to bioremediation. Washington DC: United States Environmental Protection Agency (US EPA). 2001.

WIEDEMEIER, T. *et al.* Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. 1999.

ANEXOS

Percepções sobre a Atenuação Natural Monitorada (MNA).

Muito obrigada por ter aberto este formulário!

Leva 5 minutos!

Meu nome é Ana Júlia Lemes (linkedin: <https://bityli.com/9zErN>) e este formulário será um dos instrumentos de análise do Estado da Arte do MNA no Brasil, para meu Trabalho de Conclusão de Curso.

Sem a sua participação este trabalho não seria possível.

Quer receber o resultado final? Dúvidas? Sugestões?

Por favor, entre em contato pelo linkedin ou e-mail: anajuluz@gmail.com

Qual a sua função/cargo exercido no segmento de Remediação de Áreas Contaminadas?

- ☒ Engenheiro Ambiental
- ☐ Geólogo
- ☐ Analista Ambiental
- ☐ Técnico Ambiental
- ☐ Assistente Administrativo
- ☐ Estagiário
- ☐ Técnico de Campo
- ☐ Coordenador
- ☐ Gerente
- ☐ Diretor
- ☐ Outro:

Há quanto tempo você trabalha na área? *

☐ Entre 0 e 3 anos

☐ Entre 3 e 6 anos

☒ entre 6 e 9 anos

☐ + de 9 anos

☐ Outro:

Quais fatores você acredita que influenciam para o sucesso na aplicação do MNA? *

☒ Monitoramento de longo prazo

☒ Modelagem

☒ Evidências

☒ Propriedades físico-químicas dos contaminantes

☒ Propriedades do meio

☒ Viabilidade de uso

☒ Custo

☐ Outro:

Quais fatores você acredita que influenciam em falhas e dificuldades na aplicação do MNA?

*

Modelo conceitual incompleto, falhas na investigação, desconhecimento de todos os processos de transporte e características do meio e do contaminante.

Conhece ou trabalhou em projetos em que o MNA foi utilizado? *

- ☒ Sim
- ☐ Não

Projetos que utilizam MNA.

Quantos projetos conhece em que o MNA foi utilizado? *

- ☐ Entre 0 e 3
- ☒ Entre 3 e 6
- ☐ Entre 6 e 9
- ☐ + de 9 projetos

Qual(s) era(m) a(s) atividade(s)? *

- ☒ Indústria
- ☐ Comércio
- ☐ Posto de Combustível
- ☐ Resíduo
- ☐ Acidentes
- ☐ Agricultura
- ☐ Desconhecida
- ☐ Não sabe ou não lembra
- ☐ Outro:

Qual(s) era(m) a(s) fonte(s) de contaminação? *

- ☒ Armazenagem
- ☒ Produção
- ☒ Manutenção
- ☐ Emissões atmosféricas
- ☐ Tratamento de Efluentes
- ☐ Descarte, disposição
- ☐ Infiltração
- ☒ Acidentes
- ☐ Não sabe ou não lembra
- ☐ Outro:

Quais eram os meios impactados? *

- ☒ Solo superficial
- ☒ Subsolo
- ☐ Águas superficiais
- ☒ Águas subterrâneas
- ☐ Sedimentos
- ☐ Não sabe ou não lembra
- ☐ Outro:

Quais eram os contaminantes? *

- ☐ Metais
- ☒ Solventes halogenados
- ☐ Solventes aromáticos
- ☐ Solventes aromáticos halogenados
- ☐ PAHs
- ☐ PCBs
- ☐ Metano
- ☐ Combustíveis automotivos
- ☐ Fenóis
- ☐ Biocidas
- ☐ Ftalatos
- ☐ Dioxidas e furanos
- ☐ Anilinas
- ☐ Radionuclídeos
- ☐ TPH
- ☐ Não sabe ou não lembra
- ☐ Outro:

Na maioria dos casos, o MNA foi utilizado sozinho ou associado a outra técnica? *

- ☐ Na maioria dos casos o MNA foi utilizado como única técnica.
- ☒ Na maioria dos casos o MNA foi utilizado associado a outra técnica.

A associação de técnicas.

Nos projetos que tem conhecimento, com qual técnica o MNA foi mais utilizado em conjunto? *

- ☒ Bombeamento e Tratamento
- ☒ Extração de vapores do solo (SVE)
- ☐ Air Sparging
- ☐ Biosparging
- ☐ Bioventing
- ☐ Extração Multifásica
- ☒ Descolorinação reductiva
- ☐ Tratamento térmico in situ
- ☐ Oxidação química
- ☐ Redução química
- ☐ Barreiras reativas
- ☐ Lavagem do solo
- ☒ Remoção de solo-resíduo
- ☒ Recuperação de FL
- ☐ Encapsulamento geotécnico
- ☐ Cobertura de resíduo ou solo contaminado
- ☐ Barreira física
- ☐ Barreira Hidráulica
- ☒ Biorremediação
- ☐ Fitorremediação
- ☐ Biopilha
- ☐ Não sabe ou não lembra
- ☐ Outro:

Fim!

Obrigada, a sua participação foi muito importante.

Um ano de muito saúde e realizações!

Este conteúdo não foi criado nem aprovado pelo Google.

Google Formulários